

**Titre:** Mesures expérimentales des concentrations en oxygène sur le terrain et modélisation numérique pour évaluer le flux de diffusion dans la couverture du site minier LTA  
**Title:**

**Auteur:** Jalila Hamdi  
**Author:**

**Date:** 2011

**Type:** Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

**Référence:** Hamdi, J. (2011). Mesures expérimentales des concentrations en oxygène sur le terrain et modélisation numérique pour évaluer le flux de diffusion dans la couverture du site minier LTA [Master's thesis, École Polytechnique de Montréal]. PolyPublie. <https://publications.polymtl.ca/778/>  
**Citation:**

 **Document en libre accès dans PolyPublie**  
Open Access document in PolyPublie

**URL de PolyPublie:** <https://publications.polymtl.ca/778/>  
**PolyPublie URL:**

**Directeurs de recherche:** Mamert Mbonimpa, & Bruno Bussière  
**Advisors:**

**Programme:** Génie minéral  
**Program:**

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

MESURES EXPÉRIMENTALES DES CONCENTRATIONS EN OXYGÈNE  
SUR LE TERRAIN ET MODÉLISATIONS NUMÉRIQUES POUR ÉVALUER  
LE FLUX DE DIFFUSION DANS LA COUVERTURE DU SITE MINIER LTA

JALILA HAMDI

DÉPARTEMENT DES GÉNIES CIVIL, GÉOLOGIQUE ET DES MINES

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

MÉMOIRE PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION  
DU DIPLÔME DE MAÎTRISE ÈS SCIENCES APPLIQUÉES  
(GÉNIE MINÉRAL)

OCTOBRE 2011

© Jalila Hamdi, 2011.

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC EN ABITIBI-TÉMISCAMINGUE

Ce mémoire intitulé :

MESURES EXPÉRIMENTALES DES CONCENTRATIONS EN OXYGÈNE SUR LE  
TERRAIN ET MODÉLISATIONS NUMÉRIQUES POUR ÉVALUER LE FLUX DE  
DIFFUSION DANS LA COUVERTURE DU SITE MINIER LTA

Présenté par : HAMDI Jalila

en vue de l'obtention du diplôme de : Maîtrise ès sciences appliquées

le jury d'examen constitué de :

M. AUBERTIN Michel, Ph.D., président

M. MBONIMPA Mamert, Ph.D., membre et directeur de recherche

M. BUSSIÈRE Bruno, Ph.D., membre et codirecteur de recherche

Mme DAGENAIS Anne-Marie, Ph.D., membre

## **DÉDICACE**

*À l'âme des Martyrs de la révolution Tunisienne 2011*



## REMERCIEMENTS

J'aimerais en premier lieu, exprimer ma gratitude envers mon encadreur, le professeur Mamert Mbonimpa, qui m'a guidé durant mes travaux de recherches. Je tiens à le remercier intensément pour son suivi constant, sa grande disponibilité et surtout m'avoir transmis des connaissances tout à fait nouvelles par rapport ma formation initiale.

Je remercie également mon codirecteur, le professeur Bruno Bussière pour sa participation, ses corrections et contributions constructives.

J'adresse mes remerciements pareillement à l'associé de recherches, AbdelKabir Maqsoud, pour toutes les contributions qu'il m'a offertes ainsi que son soutien et ses encouragements.

Un grand merci à la Chaire Industrielle CRSNG Polytechnique-UQAT en Environnement et gestion des rejets miniers et à mon directeur de recherche pour leurs contributions financières.

Mes remerciements vont également à Thomas Pabst de l'École Polytechnique pour ses précieux conseils.

Merci à tout le personnel de l'UQAT et de l'URSTM, pour votre aide et vos conseils surtout au personnel de laboratoire. C'est une grande famille où il fait bon de vivre.

Enfin, je tiens à remercier ma famille et en particulier mes enfants pour leur patience durant mes années d'étude.

## RÉSUMÉ

Différents types de recouvrements jouant le rôle de barrière à l'oxygène peuvent être utilisés pour la restauration de parcs à résidus miniers potentiellement générateurs de drainage minier acide. C'est le cas de couvertures avec effets de barrière capillaire ou CEBC. La CEBC du site LTA est la première de ce type construite au Québec. Elle a été instrumentée peu après sa construction et son comportement hydrique a été suivi pour vérifier les critères de conception et évaluer indirectement son efficacité à limiter le flux d'oxygène vers les résidus.

Le présent projet vient contribuer à évaluer la performance hydrique de la CEBC du site LTA, mais cette fois en termes de mesures directes de la concentration d'oxygène, ce qui n'avait pas encore été réalisé jusqu'ici. L'objectif des travaux réalisés est d'évaluer les profils verticaux de concentration d'oxygène au niveau de stations placées sur le plateau du site et sur les pentes. Dans un premier temps, les différentes techniques actives et passives d'échantillonnage et de mesure de l'oxygène interstitiel dans les milieux poreux, qui ont déjà été ou peuvent être appliquées en rapport avec la prévention du DMA, ont été inventoriées et comparées dans une revue de littérature. Par la suite, deux procédures d'échantillonnage actives et de mesure de l'oxygène interstitiel ont été appliquées: le fonçage direct du tube échantillonneur et l'installation de pointes perforées dédiées. Dans la suite, seule la technique des pointes dédiées a été appliquée. Un essai de validation du système a été réalisé au laboratoire avant d'utiliser ce système d'échantillonnage du gaz interstitiel avec pointes perforées dédiées sur le terrain. Le but de ce test était de comparer les concentrations d'oxygène mesurées directement avec un capteur optique installé à une profondeur donnée dans des rejets miniers réactifs et les valeurs mesurées par le système d'échantillonnage à l'aide d'une pointe perforée dédiée installée à la même profondeur.

Les pointes dédiées ont été ensuite installées au niveau de deux stations d'échantillonnage situées sur le plateau du site LTA et de six stations situées dans les secteurs en pente potentiellement problématiques car des désaturations locales peuvent y être observées. Les stations d'échantillonnage de gaz ont été placées à côté des stations équipées des sondes TDR de mesure de la teneur volumique  $\theta_w$  à différentes profondeurs dans la CEBC. De plus, certaines pointes

dédiées étaient placées à la même profondeur que les sondes TDR. Des campagnes d'échantillonnage du gaz interstitiel *in-situ* ont ensuite été réalisées à partir de l'été 2007 jusqu'à l'automne 2009. Au cours de ces campagnes, le gaz du sol à différentes profondeurs a été pompé et analysé sur place à l'aide de senseurs optiques d'oxygène. Les teneurs en eau  $\theta_w$  ont aussi été mesurées.

Sur le site LTA, les mesures de concentration d'oxygène interstitiel ont été généralement réalisées à cinq profondeurs dans et au-dessous de la CEBC, au niveau de deux stations sur plateau et de six stations sur la pente. Les mesures dans toutes les stations d'échantillonnage de gaz sont cohérentes. Une réduction des concentrations en oxygène avec la profondeur a été observée. Les valeurs de concentration d'oxygène sont généralement plus élevées dans les pentes que sur le plateau, notamment à la base de la couche de rétention d'eau. Les valeurs de la teneur en eau volumique  $\theta_w$  montrent un comportement hydrogéologique typique d'une CEBC; les effets de barrière capillaire maintiennent un degré de saturation élevé dans la couche de rétention d'eau, qui joue le rôle d'une barrière à la diffusion d'oxygène vers les résidus réactifs sous-jacents.

Parallèlement aux mesures *in-situ* des profils de concentration d'oxygène, plusieurs essais de diffusion et/ou consommation d'oxygène ont été réalisés au laboratoire pour déterminer l'impact du degré de saturation sur le coefficient du taux de réaction des matériaux MRN de la couche de rétention d'eau de la CEBC et des résidus LTA sous-jacents. Les mesures ont été interprétées avec le code POLLUTE qui résout les lois de Fick modifiées définies en fonction des coefficients effectifs de diffusion ( $D_e$ ) et du taux de réaction ( $K_r$ ) des matériaux. Une bonne concordance entre les valeurs de  $D_e$  évaluées avec le modèle semi-empirique proposé par Aachib et al. (2004) et les valeurs de  $D_e$  calculées avec POLLUTE (selon les mesures) a été obtenue. Les valeurs du coefficient du taux de réaction  $K_r$  obtenues expérimentalement sont généralement inférieures aux valeurs estimées par le modèle de Collin (1987). Ce modèle est basé sur les cinétiques de surface et  $K_r$  varie linéairement avec la proportion en minéraux sulfureux sans tenir compte de la teneur en eau (ou du degré de saturation). Cette différence est marquée particulièrement pour les matériaux presque secs ainsi que pour ceux proches de la saturation.

Les résultats des mesures *in-situ* des profils verticaux d'oxygène à travers la CEBC et les résidus sous-jacents sur le plateau du site LTA entre le 1<sup>er</sup> mai 2007 et fin décembre 2007 ont été interprétés en les comparant aux profils verticaux d'oxygène prédits à l'aide du code numérique VADOSE/W sous les conditions climatiques naturelles. Les propriétés hydriques utilisées sont prises de la littérature alors que la réactivité des matériaux est définie à l'aide de paramètres représentatifs des résultats obtenus au laboratoire. Des modélisations 1-D ont été utilisées pour les stations du plateau du site. Plusieurs scénarios ont été simulés pour voir l'influence de la position initiale de la nappe phréatique et de la réactivité des matériaux. Des modèles conduisant à une bonne concordance entre les profils d'oxygène mesurés et calculés ont été sélectionnés et utilisés pour calculer le flux cumulé d'oxygène entre le 1<sup>er</sup> mai 2007 et fin décembre 2007 à la base et à la surface de la CEBC et à l'interface des couches de rétention d'eau et de bris capillaire. Les résultats indiquent que le flux annuel ne dépasse pas le flux du design (environ 110 g/m<sup>2</sup>/an) et que la CEBC du site LTA est globalement efficace entre le 1<sup>er</sup> mai 2007 et fin décembre 2007 (pour les conditions climatiques modélisées). Pour ces modèles sélectionnés, le comportement de la CEBC a aussi été simulé en appliquant des conditions d'absence de recharge de 2 mois (juillet et août 2007) et de 3 mois (juin, juillet et août 2007). Le flux cumulé d'oxygène obtenu peut localement et légèrement dépasser le flux du design en l'absence de recharge de 3 mois.

## ABSTRACT

Different types of covers acting as oxygen barrier can be installed over mine waste disposal sites potentially generating acid mine drainage (AMD). These include multilayered systems such as covers with capillary barrier effects or CCBE. The CCBE at the LTA site is the first demonstration of such a cover system used in Québec. It was instrumented shortly after its construction and the hydrogeological behavior was monitored to assess its effectiveness in limiting the oxygen flux to the tailings underneath.

This project complements the evaluation of the hydrogeological performance of the CCBE at the LTA site, but this time in terms of direct measurement of oxygen concentration, which had not been achieved so far. The objective of the project is to determine the vertical profiles of oxygen concentrations at different stations placed on the flat area and the slopes of the site. These sloped areas are considered problematic because of local desaturations at the top of the slopes that have been observed. In this regard, the different active and passive techniques of sampling and measuring the interstitial oxygen in porous media, which have been or may be applied in relation to the prevention of AMD, were inventoried and compared in a review of the literature. Two active sampling techniques were applied: the direct push of the sampler tube (retract-a-tip) and the installation of dedicated tips. The dedicated tips technique was further applied in this study. The technique was validated in the laboratory. The purpose of this validation was to compare the oxygen concentrations measured directly with optical oxygen sensor installed at a given depth in reactive mine wastes and the values measured by the sampling system with a perforated dedicated tips installed at the same depth.

The gas monitoring stations were placed close to existing stations equipped with TDR probes to measure the volumetric water content ( $\theta_w$ ) at different depths in the CCBE. The interstitial oxygen concentration was recorded at three depths in the moisture retention layer (MRN) of the CCBE, at one depth in the middle of the capillary break layer and at one depth in the tailings (close to the CCBE-Tailings interface). The dedicated tips in the MRN were placed to the same depth as the TDR probes. *In-situ* sampling of interstitial gas and oxygen concentration

measurement campaigns were carried out from summer 2007 to summer 2009 at two stations in the cover on the surface of the tailings pond and at six stations in the sloped areas. During these campaigns, the soil gas was then pumped on site and analyzed using optical oxygen sensors. The volumetric water contents  $\theta_w$  were also measured. The oxygen concentration profiles obtained in all sampling stations are consistent. Oxygen concentrations decrease with depth. At the same depth, the oxygen concentrations are generally higher on the inclined area than on the flat area, especially at the base of the MRN. The values of volumetric water content  $\theta_w$  show typical hydrogeological behavior of a CCBE; capillary barrier effects maintain a high degree of saturation in the MRN, which acts as a barrier to diffusion of oxygen to the underlying reactive tailings.

In parallel with *in-situ* determination of oxygen concentration profiles, several oxygen diffusion and /or consumption tests were performed in the laboratory to determine the impact of the degree of saturation on the reaction (consumption) rate coefficient ( $K_r$ ) of the MRN tailings used in the MRN and the underlying LTA tailings. Results were interpreted with the POLLUTE code that solves the Fick laws defined according to the effective diffusion coefficients ( $D_e$ ) and the reaction rate coefficient ( $K_r$ ). Good agreement between values calculated from the semi-empirical model proposed by Aachib et al. (2004) and values obtained with POLLUTE was obtained. The values of the reaction rate coefficient  $K_r$  obtained experimentally are generally lower than the values estimated with the Collin (1987) model. This model is based on the surface kinetics and  $K_r$  varies linearly with the sulphide minerals content regardless of the water content (or saturation degree). This difference is particularly marked for the materials almost dry as well as those close to saturation.

The results of the *in-situ* measurements of vertical profiles of oxygen through the CEBC and the underlying tailings at two stations on the covered surface of the tailings pond for the period from May 1<sup>st</sup> to the end of December 2007 were compared with the vertical profiles of oxygen predicted using the numerical code VADOSE/W under natural climatic conditions. The water properties of the tailings and the CCBE layer materials used for the numerical simulations were taken from the literature, while the reactivity of materials was defined using representative

parameters from the results obtained in the laboratory. 1-D simulations were used. Several scenarios were simulated to investigate the influence of the initial position of the water table and the reactivity of materials. Models with a good agreement between the profiles of oxygen measured and calculated were selected and used to calculate the cumulative flux of oxygen to the base of the CEBC for the diffusion active period from 1 May 2007 and December 2007. For this scenario, the results indicate that the annual oxygen flux does not exceed the design flux ( $110 \text{ g/m}^2/\text{an}$ ) and the CEBC Site LTA was generally efficient (for simulated natural conditions). For these selected models, the behavior of the CEBC was also simulated by applying two (July and August, 2007) and three (June, July and August 2007) months without precipitations as boundary condition. The cumulative annual oxygen flux obtained in the case of three months without precipitations can locally and slightly exceed the design flux.

## TABLE DES MATIÈRES

<b>DÉDICACE .....</b>	<b>III</b>
<b>REMERCIEMENTS .....</b>	<b>IV</b>
<b>RÉSUMÉ .....</b>	<b>V</b>
<b>ABSTRACT .....</b>	<b>VIII</b>
<b>TABLE DES MATIÈRES .....</b>	<b>XI</b>
<b>LISTE DES TABLEAUX .....</b>	<b>XV</b>
<b>LISTE DES FIGURES .....</b>	<b>XVII</b>
<b>LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS .....</b>	<b>XXIX</b>
<b>LISTE DES ANNEXES .....</b>	<b>XXXII</b>
<b>CHAPITRE 1 : INTRODUCTION .....</b>	<b>1</b>
1.1 Le drainage minier acide .....	1
1.2 Méthodes de contrôle de la génération du DMA .....	4
1.2.1 Exclusion des sulfures .....	4
1.2.2 Exclusion de l'eau .....	4
1.2.3 Exclusion d'oxygène .....	5
1.3 Évaluation de la performance de CEBC jouant le rôle de barrière à l'oxygène .....	10
1.4 Objectifs du projet de recherche et contenu du mémoire .....	10



## **CHAPITRE 2 : PRINCIPES FONDAMENTAUX DES COUVERTURES À EFFETS DE BARRIÈRES CAPILLAIRES (CEBC)..... 13**

2.1	Écoulement de l'eau dans les milieux poreux.....	13
2.1.1	Écoulement de l'eau en milieux poreux saturés .....	13
2.1.2	Écoulement de l'eau en milieu poreux non saturés .....	15
2.1.3	Courbe de rétention d'eau .....	19
2.1.4	Fonction de perméabilité .....	22
2.2	Mouvement de gaz en milieux poreux.....	23
2.2.1	Diffusion moléculaire de l'oxygène.....	25
2.2.2	Évaluation du flux d'oxygène.....	36
2.3	Mesures de la concentration en oxygène interstitiel in-situ .....	45
2.3.1	Généralités .....	45
2.3.2	Méthodes actives.....	46
2.3.3	Méthodes passives.....	54
2.3.4	Avantages et désavantages de différentes techniques .....	63

## **CHAPITRE 3 : MÉTHODOLOGIE APPLIQUÉE ..... 66**

3.1	Présentation du site d'étude.....	66
3.1.1	Localisation et historique .....	66
3.1.2	Description de la CEBC du site LTA.....	69
3.1.3	Propriétés des matériaux de la CEBC du site LTA.....	72
3.1.4	Suivi du comportement hydrique de la CEBC du site LTA.....	73
3.2	Travaux de terrain réalisés .....	77
3.2.1	Objectif.....	77
3.2.2	Échantillonnage du gaz de sol sur le site LTA .....	78
3.2.3	Fonçage direct du tube échantillonneur .....	78
3.2.4	Mesure de la concentration d'oxygène.....	81
3.2.5	Stations d'échantillonnage.....	84

3.3 Travaux de laboratoire .....	88
3.3.1 Validation du système de mesure <i>in-situ</i> .....	88
3.3.2 Caractérisation géotechnique des matériaux .....	89
3.3.3 Caractérisation géochimique et minéralogique .....	90
3.3.4 Essais de diffusion et de consommation d'oxygène en cellules fermées.....	91
 <b>CHAPITRE 4 : RÉSULTATS DES TRAVAUX DE LABORATOIRE .....</b>	<b>101</b>
4.1 Validation au laboratoire du système de mesure de la concentration d'oxygène sur le terrain... ..	101
4.2 Caractérisation des matériaux .....	102
4.2.1 Granulométrie .....	104
4.2.2 Densité relative des grains solides .....	105
4.2.3 Caractérisation chimique .....	106
4.2.4 Analyse minéralogique.....	107
4.3 Essais de diffusion et/ou de consommation de l'oxygène (DCO).....	110
4.3.1 Résultats des tests DCO à deux réservoirs sur les résidus LTA.....	112
4.3.2 Résultats des tests CO à un seul réservoir sur les résidus LTA.....	123
4.3.3 Résultats des tests DCO à deux réservoirs sur les résidus MRN.....	127
4.4 Variation verticale de la concentration d'oxygène dans les réservoirs source des essais DCO.....	131
4.5 Interprétation et discussion des résultats des essais DCO et CO.....	134
4.5.1 Généralités .....	134
4.5.2 Coefficient de diffusion $D_e$ .....	135
4.5.3 Coefficient du taux de réaction $K_r$ .....	138
 <b>CHAPITRE 5 : RÉSULTATS DES MESURES DE CONCENTRATION D'OXYGÈNE SUR LE SITE LTA .....</b>	<b>139</b>
5.1 Teneurs en eau volumiques et concentrations d'oxygène interstitiel sur le plateau.....	139

5.1.1	Station CS 06-10 .....	140
5.1.2	Station CS 06-14 .....	144
5.2	Teneurs en eau volumiques et concentrations d'oxygène interstitiel sur les pentes .....	147
5.2.1	Station PS 06-12 .....	148
5.2.2	Station PS 06-13 .....	152
5.2.3	Station PS 06-08 .....	155
5.2.4	Station PS 06-09 .....	158
5.2.5	Station PS 06-25 .....	161
5.2.6	Station PS 06-1 .....	163
5.3	Résumé des travaux de terrain.....	165
<b>CHAPITRE 6 : MODELISATION NUMÉRIQUE DU MOUVEMENT DE GAZ DANS LA CEBC.....</b>		<b>168</b>
6.1	Généralités.....	168
6.2	Paramètres hydrogéologiques et réactivité des matériaux .....	169
6.3	Procédures d'interprétation des résultats sur plateau.....	172
6.3.1	Géométrie .....	172
6.3.2	Conditions frontières et initiales .....	174
6.3.3	Résultats des simulations numériques pour la station CS 06-10 .....	180
6.3.4	Résultats des simulations numériques pour la station CS 06-14.....	200
6.4	Discussion des résultats de modélisations .....	210
<b>CHAPITRE 7 : CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS .....</b>		<b>213</b>
7.1	Conclusions .....	213
7.2	Recommandations.....	215
<b>RÉFÉRENCES .....</b>		<b>243</b>
<b>ANNEXES .....</b>		<b>273</b>

## LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1: Résumé des principales caractéristiques de VADOSE/W (adapté de GEO-SLOPE Int., 2005 et Gosselin (2007)).	44
Tableau 2.2 : Profondeurs d'installation d'instruments in-situ (tirées d'Adu-Wsu et Yanful, 2006).	58
Tableau 2.3 : Matrice de sélection des méthodes de collection des échantillons de gaz interstitiel (U.S. EPA, 2006).	64
Tableau 3.1 : Propriétés géotechniques des matériaux utilisés dans la CEBC de LTA (tiré de Bussière et al., 2006).	72
Tableau 3.2 : Caractéristiques principales de certaines couches de la CEBC du site LTA d'après la campagne de ré-instrumentation du site réalisé en Juin 2006 [tiré de Maqsoud et al. (2006b)].	86
Tableau 3.3 : Profondeurs mesurées (en cm) des pointes de mesure de O <sub>2</sub> (P0 à P4) par rapport à la surface de la CEBC (une épaisseur de 50 cm est considérée pour la couche de bris capillaire).	87
Tableau 4.1 : Principaux paramètres des courbes granulométriques (D <sub>10</sub> , D <sub>60</sub> , C <sub>u</sub> , C <sub>c</sub> ) des résidus miniers MRN et LTA du site LTA.	105
Tableau 4.2 : Densité relative des grains solides des résidus MRN et LTA.	105
Tableau 4.3 : Résultats des analyses au LECO.	106
Tableau 4.4 : Résultats de l'analyse chimique complète des résidus (après digestion).	107
Tableau 4.5 : Analyse minéralogique des résidus LTA et MRN.	108
Tableau 4.6: Calcul de BAP et BNP selon Paktunc (1999).	109
Tableau 4.7 : Caractéristiques des matériaux appliqués dans les calculs pour l'interprétation des séries L1 à L4 d'essais DCO à 2 chambres sur les résidus LTA et résultats obtenus à l'issue de l'interprétation avec POLLUTE (valeurs D <sub>e</sub> cal. et K <sub>r</sub> cal.).	117
Tableau 4.8 : Caractéristiques des matériaux appliquées dans les calculs pour l'interprétation des séries d'essais L5 à L8 sur les résidus LTA avec POLLUTE et résultats obtenus.	122
Tableau 4.9 : Caractéristiques des matériaux appliquées dans les calculs pour l'interprétation des séries d'essais L9 sur les résidus LTA avec POLLUTE et résultats obtenus.	125

Tableau 4.10 : Caractéristiques des matériaux appliquées dans les calculs pour l'interprétation de la série d'essais L10 sur les résidus LTA avec POLLUTE et résultats obtenus. ....	126
Tableau 4.11 : Caractéristiques des matériaux appliquées dans les calculs pour l'interprétation de la série d'essais M1 sur les résidus MRN avec POLLUTE et résultats obtenus. ....	128
Tableau 4.12 : Caractéristiques des matériaux appliquées dans les calculs pour l'interprétation des résultats des séries d'essais M2 à M4 sur les résidus MRN et résultats obtenus .....	131
Tableau 4.13: Caractéristiques des matériaux qui ont été appliquées dans les calculs paramétriques pour l'interprétation des résultats de la série d'essais L11 sur les résidus LTA. ....	134
Tableau 6.1 : Principales propriétés hydrogéologiques des matériaux utilisés dans l'étude numérique.....	170
Tableau 6.2 : Principales caractéristiques des simulations réalisées pour les deux stations sur le plateau (la position de la nappe est compté à partir de l'interface CEBC-résidus LTA).....	178

## LISTE DES FIGURES

Figure 1.1 : Exemple de site affecté par le DMA; Site Aldermac, Rouyn-Noranda (tiré de Bussière et al., 2005).....	1
Figure 1.2: Étapes de formation de DMA (d'après Kleinman et al., 1981, et tiré de Aubertin et al., 2002b). ....	3
Figure 1.3 : Exemple de configuration d'une couverture jouant le rôle de barrière à l'eau (tiré de Aubertin et al., 1995). ....	5
Figure 1.4 : Processus affectant l'efficacité des recouvrements en eau (Aubertin et al., 2002b; inspiré de Li et al., 1997). ....	6
Figure 1.5 : Les cinq principales composantes d'un système de recouvrement (inspiré de Aubertin et al., 1995).....	7
Figure 2.1 : Bilan des débits spécifiques selon l'axe x à travers un volume élémentaire de sol (adapté de Hillel, 1998; tiré de Bussière, 1999). ....	16
Figure 2.2 : Courbes de rétention d'eau typiques pour un sable et un silt (adapté de Aubertin et al., 1995).....	20
Figure 2.3: Différentes CRE causées par l'hystérésis (adapté de Maqsoud et al., 2002).....	22
Figure 2.4: Courbe de conductivité hydrauliques, non saturée pour un sable et un silt (adapté de Aubertin et al., 1995). ....	23
Figure 2.5: Évolution schématique des fonctions de conductivités relatives à l'air $k_{ra}(S_r)$ et à l'eau $k_{rw}(S_r)$ en fonction du degré de saturation $S_r$ (adapté de Delleur 1999; voir Mbonimpa et Aubertin 2003).....	24
Figure 2.6: Illustration de l'importance de la diffusion du gaz dans la phase aqueuse en utilisant la relation entre le ratio $\theta_{eq} / \theta_a$ et le degré de saturation $S_r$ (tiré de Aachib et al., 2004). ....	27
Figure 2.7: Représentation schématique d'une cellule de diffusion à deux réservoirs utilisée pour l'évaluation des paramètres $D_e$ et $K_r$ (tiré de Mbonimpa et al., 2003).....	30
Figure 2.8: Dispositif de mesure de consommation d'oxygène à un réservoir utilisée pour déterminer le taux de réactivité des résidus (tiré de Gosselin, 2005) .....	31
Figure 2.9: Comparaison des mesures en laboratoire (points) et la relation semi-empirique (ligne) selon Aachib et al. ( 2004) pour $n= 0,4$ .....	33

Figure 2.10: Variation du coefficient du taux de réactivité $K_r$ (équ. [2.23]) avec de la teneur en pyrite pour différentes valeurs de $D_H$ (tiré de Mermillod-Blondin et al., 2005). .....	36
Figure 2.11: Schéma explicatif d'une section de la tige sonde enfoncée à une profondeur, puis rétractée pour permettre l'échantillonnage de gaz de sol (tirée de <a href="http://www.geoprobe.com">www.geoprobe.com</a> ).....	47
Figure 2.12: Prélèvement d'un échantillon de gaz de sol à l'aide d'une seringue pour l'injecter ultérieurement dans un chromatographe à gaz (tirée de <a href="http://www.geoprobe.com">www.geoprobe.com</a> ). .....	48
Figure 2.13: Profils verticaux de la concentration d'oxygène, du degré de saturation et de la stratigraphie du site (tirée de Elberling et al., 1993). .....	49
Figure 2.14 : Dispositif expérimental montrant la configuration des deux colonnes montées <i>in-situ</i> (tiré de Elberling et Nicholson, 1996). .....	51
Figure 2.15: Profils verticaux de la concentration d'oxygène, du degré de saturation en eau et de la teneur en sulfure dans les deux colonnes (tirés de Elberling et Nicholson 1996). .....	52
Figure 2.16: Relation entre le taux de production de sulfate et le taux de consommation d'oxygène (tiré de Elberling et Nicholson, 1996). .....	52
Figure 2.17: Schéma du train d'échantillonnage (U.S. EPA, 1996). .....	54
Figure 2.18: Observations <i>in-situ</i> des concentrations d'oxygène gazeux et des températures dans le parc des résidus à la mine Nanisivik sur l'île Baffin au Nord de Canada pendant le mois d'Août 2000 (tirés de Elberling, 2005). .....	55
Figure 2.19: Section transversale d'une parcelle expérimentale (tirée d'Adu-Wusu et Yanful, 2006). .....	56
Figure 2.20: Vue en plan des parcelles expérimentales de la mine Whistle (tirée d'Adu-Wusu et Yanful, 2006). .....	57
Figure 2.21: Profils de concentrations d'oxygène dans les quatre parcelles d'essai (tiré d'Adu-Wusu et Yanful, 2006). .....	59
Figure 2.22: Configuration schématique des cellules expérimentales à Kristinberg, au nord de la Suède (tirée de Alakangas et al., 2006, 2008). .....	60
Figure 2.23: Localisation de l'équipement installé dans les cellules expérimentales (tirée de Alakangas et al., 2006, 2008). .....	61
Figure 2.24: Évolution temporelle des profils verticaux des concentrations d'oxygène dans les résidus non-couverts et dans le cas de résidus avec un système de couverture (tirées de Alakangas et al., 2008). .....	62

Figure 2.25: Contenants « Summa canisters » utilisés pour la collection, stockage, et transport des échantillons de gaz de sol de grande qualité (U.S. EPA, 2006).....	65
Figure 3.1: Localisation géographique du site minier Les Terrains Aurifères (LTA) au Québec (tiré de Golder Associés, 1999).....	66
Figure 3.2 : Photo aérienne de la localisation du site LTA.....	67
Figure 3.3: Vue d'ensemble du site LTA (tiré de Golder Associés, 1999).....	68
Figure 3.4: Aperçu de la couverture CEBC du site LTA (tiré de Golder Associés, 1999). ....	70
Figure 3.5 : Stratigraphie de la couverture CEBC du site LTA (adapté de Bussière et al., 2003a). .....	71
Figure 3.6 : Courbes de rétention d'eau du sable et des rejets MRN de la CEBC de LTA mesurées au laboratoire à différentes porosités et lissées (tiré de Aubertin et al., 1995). ....	73
Figure 3.7 : Emplacement des sondes TDR et des blocs Watermark dans la CEBC du site LTA pour les stations CS 96 et PS 96 (adapté de Maqsoud et al., 2003). ....	74
Figure 3.8 : Emplacement de différentes stations fonctionnelles après la ré-instrumentation du site LTA en été 2006 (Adapté de Maqsoud et al. (2006b)) et des endroits où des échantillons de résidus LTA et de MRN ont été prélevés.....	75
Figure 3.9 : Évolution des mesures des teneurs en eau volumiques à la station CS 96-5 située au milieu du secteur plateau de la CEBC du site (Tiré de Bussière et al., 2003a).....	76
Figure 3.10 : Évolution des mesures des teneurs en eau volumiques à la station PS 96-1 située en haut de la pente de la digue Sud-est de la CEBC du site (Tiré de Bussière et al., 2003a).....	77
Figure 3.11 : Tige-sonde (a) à la fin du fonçage et (b) en position soulevée pour procéder à l'échantillonnage (Mbonimpa et al., 2008b). ....	79
Figure 3.12 : (a) Échantillonnage du gaz interstitiel à l'aide du système tiges-sondes reliées à un tube plastic à l'aide d'un pompage péristaltique, (b) Extraction de la tige sonde.....	79
Figure 3.13 : Pointe rigide et perforée attachée à un tube en fluoropolymère inséré à travers l'extension métallique de fonçage. ....	80
Figure 3.14: Configuration typique pour l'échantillonnage du gaz interstitiel avec des pointes dédiées implantées à différentes profondeurs de la CEBC du site LTA.....	81
Figure 3.15 : Senseur optique d'oxygène (type Presens) et système de lecture OXY-10.....	83
Figure 3.16 : Mesure de la concentration d'oxygène dans le gaz pompé à partir du sol à l'aide d'un senseur optique d'oxygène (Mbonimpa et al., 2008b).....	84



Figure 3.17 : Emplacement schématique des stations instrumentées sur les digues (a) ouest et (b) nord de la CEBC du site LTA. ....	85
Figure 3.18 : Disposition des pointes de mesure de concentration d'oxygène (Po à P4) et des sondes RDT (T1, T3 et T5) dans une station d'échantillonnage de gaz interstitiel. ....	87
Figure 3.19 : Schématisation du montage de validation au laboratoire du système d'échantillonnage et de mesure de la concentration d'oxygène <i>in-situ</i> . ....	89
Figure 3.20 : Photo de la cellule de diffusion et de consommation d'oxygène à deux réservoirs (au total, 6 cellules ont été utilisées). ....	92
Figure 3.21 : Représentation schématique de la cellule de diffusion utilisée pour évaluer les paramètres du flux d'oxygène $D_e$ et $K_r$ (adaptée de Aubertin et al., 1995, 2000 et Mbonimpa 2002a, 2003). ....	93
Figure 3.22 : Capteur d'oxygène R17A. ....	93
Figure 3.23 : Capteurs de pression Cerabar T. ....	94
Figure 3.24 : Courbes de calibration typiques des 2 capteurs d'oxygène de type Teledyne R17A installés sur la même cellule (réservoir source (S) et récepteur (R)). ....	95
Figure 3.25 : Courbe de calibration typique pour les capteurs de pression utilisés. ....	95
Figure 3.26 : Mesure de l'évolution de la concentration d'oxygène à la surface des résidus par un capteur optique et en haut du réservoir source par un capteur électrochimique. ....	98
Figure 3.27 : Test de consommation d'oxygène à un seul réservoir (avec mesure de l'oxygène à l'aide de capteurs optiques de l'oxygène); 4 cellules sont utilisées en même temps. ....	99
Figure 4.1 : Comparaison des concentrations d'oxygène mesurées directement avec capteur optique installé dans les matériaux et à l'aide d'une pointe dédiée (échantillonnage par pompage et mesure de la concentration d'oxygène avec un capteur optique d'oxygène - voir figure 3.19). ....	102
Figure 4.2 : Opérations d'échantillonnage des résidus sulfureux LTA: a) et b) Excavation des couches de la CEBC séparément; c) et d) Échantillonnage de résidus LTA saturés; e) Remplissage des résidus saturés en eau dans les chaudières. ....	103
Figure 4.3 : Courbes granulométriques des résidus MRN et LTA du site minier LTA. ....	104
Figure 4.4 : Ajustement typique des courbes expérimentales de laboratoire avec des résultats numériques de POLLUTE pour des résidus LTA. ....	111
Figure 4.5 : Évolution de la pression avec le temps pour les résidus LTA. ....	112

Figure 4.6 : Comparaison des courbes expérimentales de l'évolution temporaire des concentrations d'oxygène avec les résultats évalués selon le code numérique POLLUTE pour des résidus LTA à $S_r$ compris entre 94% et 99% (série L1).....	113
Figure 4.7 : Comparaison des courbes expérimentales de l'évolution temporaire des concentrations d'oxygène avec les résultats évalués selon le code numérique POLLUTE pour des résidus LTA à $S_r$ compris entre 95% et 96% (série L2).....	114
Figure 4.8 : Comparaison des courbes expérimentales de l'évolution temporaire des concentrations d'oxygène avec les résultats évalués selon le code numérique POLLUTE pour des résidus LTA à $S_r$ compris entre 92% et 95% (série L3). ....	114
Figure 4.9 : Comparaison des courbes expérimentales de l'évolution temporaire des concentrations d'oxygène avec les résultats évalués selon le code numérique POLLUTE pour des résidus LTA à $S_r$ compris entre 89% et 94% (série L4). ....	115
Figure 4.10 : Photo des résidus LTA testés à un degré de saturation élevé (Test L1-4).....	116
Figure 4.11 : Estimations de $D_e$ et $K_r$ par comparaison des courbes expérimentales de l'évolution temporaire des concentrations d'oxygène avec les résultats évalués selon le code numérique POLLUTE pour des résidus LTA à $S_r$ compris (a) entre 59% et 83% (série L5) et (b) entre 46% et 54% (série L6). ....	119
Figure 4.12 : Comparaison des courbes expérimentales de l'évolution temporaire des concentrations d'oxygène avec les résultats évalués selon le code numérique POLLUTE pour des résidus LTA à $S_r$ compris (a) 37% et 50% (série L7) (b) 11% et 14% (série L8). ....	120
Figure 4.13 : Photos des échantillons LTA, moyennement saturés après les tests DCO. ....	121
Figure 4.14 : Photos des résidus sulfureux LTA une semaine après avoir enlevé la couverture aqueuse et refermé les chaudières.....	123
Figure 4.15 : Comparaison des courbes expérimentales de l'évolution temporaire des concentrations d'oxygène avec les résultats évalués selon le code numérique POLLUTE pour des résidus LTA à $S_r$ compris entre 88% et 96% (cellule à 1 réservoir; série L9).....	124
Figure 4.16 : Photo des échantillons presque saturés en eau après une douzaine de jours d'essai CO dans une cellule à un seul réservoir. ....	124
Figure 4.17 : Comparaison des courbes expérimentales de l'évolution temporaire des concentrations d'oxygène avec les résultats évalués selon le code numérique POLLUTE	

pour des résidus LTA à $S_r$ compris entre 46% et 63%. (cellules à 1 seul réservoir; série L10). .....	126
Figure 4.18 : Comparaison des courbes expérimentales de l'évolution temporelle des concentrations d'oxygène avec les résultats évalués selon le code numérique POLLUTE pour des résidus MRN à $S_r$ compris entre 97% et 98%. (cellules à 2 réservoirs; série M1). .....	127
Figure 4.19 : Comparaison des courbes expérimentales de l'évolution temporelle des concentrations d'oxygène avec les résultats évalués selon le code numérique POLLUTE pour des résidus MRN à $S_r$ compris entre 48 et 59% (cellules à 2 réservoirs; série M2)...	129
Figure 4.20 : Comparaison des courbes expérimentales de l'évolution temporelle des concentrations d'oxygène avec les résultats évalués selon le code numérique POLLUTE pour des résidus MRN à $S_r$ compris entre 22 et 37% (cellules à 2 réservoirs, série M3)...	129
Figure 4.21 : Comparaison des courbes expérimentales de l'évolution temporelle des concentrations d'oxygène avec les résultats évalués selon le code numérique POLLUTE pour des résidus MRN à $S_r$ compris entre 35 et 45% (cellules à 2 réservoirs, série M4) ...	130
Figure 4.22 : Comparaison des courbes expérimentales de l'évolution temporelle des concentrations d'oxygène acquis par un senseur électrochimique et un senseur optique avec les résultats évalués selon le code numérique POLLUTE pour des résidus LTA à $S_r=54\%$ (Test L11-1).....	132
Figure 4.23 : Comparaison des courbes expérimentales de l'évolution temporelle des concentrations d'oxygène acquis par un senseur électrochimique et un senseur optique avec les résultats évalués selon le code numérique POLLUTE pour des résidus LTA à $S_r=42\%$ (Test L11-2).....	133
Figure 4.24 : Variation du coefficient de diffusion effectif $D_e$ avec le degré de saturation $S_r$ pour les résidus LTA : comparaison des mesures et prédictions selon le modèle de Aachib et al. (2004) pour les porosités minimale et maximale des échantillons testés. ....	136
Figure 4.25 : Variation du coefficient de diffusion effectif $D_e$ avec le degré de saturation $S_r$ pour les résidus MRN : comparaison des mesures et prédictions selon le modèle de Aachib et al. (2004) pour les porosités minimale et maximale des échantillons testés. ....	137

Figure 4.26 : Comparaison des valeurs de coefficients de diffusion effectifs $D_e$ calculées selon POLLUTE avec les valeurs de $D_e$ estimées avec le modèle Aachib et al. (2004) pour les résidus LTA.....	137
Figure 4.27 : Comparaison des valeurs de coefficients de diffusion effectifs $D_e$ calculées selon POLLUTE avec les valeurs de $D_e$ estimées avec le modèle Aachib et al. (2004) pour les résidus MRN.....	138
Figure 4.28 : Variation des coefficients du taux de réaction $K_r/(1-n)$ mesurés et estimés en fonction du degré de saturation $S_r$ pour les résidus LTA. ....	139
Figure 4.29 : Variation des coefficients du taux de réaction $K_r/(1-n)$ mesurés et estimés en fonction du degré de saturation $S_r$ pour les résidus MRN.....	139
Figure 5.1 : Évolution de la teneur en eau volumique dans la couche de rétention d'eau de la CEBC à la station CS 06-10 située sur le plateau du site LTA. ....	140
Figure 5.2 : Précipitations totales quotidiennes pour juillet 2009 (www.climate.weatheroffice.gc.ca).....	141
Figure 5.3 : Température maximale quotidiennes pour juillet 2009 (www.climate.weatheroffice.gc.ca).....	141
Figure 5.4 : Valeurs de la concentration d'oxygène mesurée à partir de quatre pointes dédiées installées dans la station CS 06-10 à différentes dates de 2007 à 2009.....	142
Figure 5.5 : Évolution des concentrations d'oxygène au milieu de la couche MRN et à la surface des résidus sulfureux avec le temps à la station CS 06-10.....	143
Figure 5.6 : Évolution de la teneur en eau volumique dans la couche de rétention d'eau et la couche de bris capillaire de la CEBC à la station CS 06-14 située sur le plateau du site LTA proche de la digue nord.....	144
Figure 5.7 : Valeurs de la concentration d'oxygène mesurées dans les cinq pointes dédiées implantées dans la station CS 06-14 à différentes dates de 2007 à 2009. ....	146
Figure 5.8 : Évolution des concentrations d'oxygène au milieu de la couche MRN et en haut des résidus sulfureux avec le temps à la station CS 06-14.....	147
Figure 5.9 : Évolution de la teneur en eau volumique dans la couche de rétention d'eau (T3 et T5) et la couche de bris capillaire (T1) de la CEBC à la station PS 06-12, sur la berme au milieu de la digue nord du site LTA.....	149

Figure 5.10 : Valeurs de la concentration d'oxygène mesurées dans les pointes dédiées implantées dans la station PS 06-12, sur la berme au milieu de la digue nord de la CEBC (mesure de $[O_2]$ avec OXY-10).....	150
Figure 5.11 : Évolution des concentrations d'oxygène au milieu de la couche MRN et en haut des résidus sulfureux avec le temps, cas de PS 06-12 (mesure de $[O_2]$ avec OXY-10). ....	151
Figure 5.12 : Évolution de la teneur en eau volumique dans la couche de rétention d'eau et la couche de bris capillaire à la station PS 06-13, située dans la portion supérieure de la digue nord de la CEBC du site LTA (voir figure 3.8).....	152
Figure 5.13 : Valeurs de la concentration d'oxygène mesurées à partir des pointes dédiées implantées dans la station PS 06-13, sur la berme au milieu de la digue nord de la CEBC (mesure de $[O_2]$ avec OXY-10).....	153
Figure 5.14 : Variation des concentrations d'oxygène au milieu de la couche MRN et en haut des résidus sulfureux avec le temps, cas de PS 06-13 (mesure de $[O_2]$ avec OXY-10). ....	154
Figure 5.15 : Évolution de la teneur en eau volumique dans la couche de rétention d'eau (T3 et T5) et la couche de bris capillaire (T1) à la station PS 06-8, située dans la partie nord, au milieu de la digue ouest inclinée de la CEBC du site LTA (voir Figure 3-8).....	155
Figure 5.16 : Valeurs de la concentration d'oxygène mesurées à partir des pointes dédiées implantées dans la station PS 06-8, sur le secteur milieu de la partie ouest inclinée de la CEBC du site LTA (mesure de $[O_2]$ avec OXY-10). ....	157
Figure 5.17 : Variation des concentrations d'oxygène au milieu de la couche MRN et en haut des résidus sulfureux avec le temps, cas de PS 06-8 (mesure de $[O_2]$ avec OXY-10). ....	158
Figure 5.18 : Évolution de la teneur en eau volumique dans la couche de rétention d'eau et la couche de bris capillaire la CEBC à la station PS 06-9 située sur la portion supérieure de la digue ouest de du site LTA. ....	159
Figure 5.19 : Valeurs de la concentration d'oxygène mesurées à partir des pointes dédiées implantées dans la station PS 06-9, sur la portion supérieure de la digue ouest de la couverture CEBC du site LTA (mesure de $[O_2]$ avec OXY-10). ....	160
Figure 5.20 : Variation des concentrations d'oxygène au milieu de la couche MRN et en haut des résidus sulfureux avec le temps, cas de PS 06-9 (mesure de $[O_2]$ avec OXY-10). ....	160

Figure 5.21 : Évolution de la teneur en eau volumique dans la couche de rétention d'eau de la CEBC à la station PS 06-25, placée au milieu de la pente de la partie sud de la digue Est du site LTA. ....	161
Figure 5.22 : Valeurs de la concentration d'oxygène mesurées à partir des pointes dédiées implantées dans la station PS 06-25, au milieu de la pente de la partie sud de la digue Est de la couverture CEBC du site LTA (mesure de $[O_2]$ avec OXY-10). ....	162
Figure 5.23 : Variation des concentrations d'oxygène au milieu de la couche MRN et dans la partie supérieure des résidus sulfureux avec le temps, cas de PS 06-25 (mesure de $[O_2]$ avec OXY-10). ....	163
Figure 5.24 : Évolution de la teneur en eau volumique au milieu de la couche de rétention d'eau de la couverture CEBC à la station PS 96-1 située en haut de la digue sud-est du site LTA. ....	163
Figure 5.25 : Valeurs de la concentration d'oxygène mesuré à partir des pointes dédiées implantées dans la station PS 96-1, en haut de la partie sud de la digue est de la CEBC du site LTA (mesure de $[O_2]$ avec OXY-10).....	164
Figure 5.26 : Variation des concentrations d'oxygène au milieu de la couche MRN et en haut des résidus sulfureux avec le temps, cas de PS 96-1. ....	165
Figure 6.1 : Courbes de rétention d'eau des matériaux de la CEBC (sable et résidus MRN) et des résidus sulfureux du site LTA utilisées dans les simulations. ....	170
Figure 6.2 : Fonctions de perméabilité des matériaux de la CEBC (sable et résidus MRN) et des résidus sulfureux du site LTA utilisées dans les simulations. ....	171
Figure 6.3 : Configuration géométrique typique du modèle 1-D pour simuler les stations sur le plateau (N.P.: position initiale de la nappe phréatique).....	173
Figure 6.4 : Profondeur de la nappe phréatique sur le LTA (tiré de Golder et Associés, 1996). ....	175
Figure 6.5 : Exemple de la relation entre la profondeur et les températures annuelles du sol – Ottawa, Canada (Williams et Gold 1977). ....	176
Figure 6.6 : Variation annuelle des températures du sol à Ottawa (Canada) (Williams et Gold 1977). ....	176
Figure 6.7 : Évolution temporelle des teneurs en eau volumiques totale et non gelée et du coefficient de diffusion $D_e$ pour la simulation S4 au milieu de la couche de rétention d'eau	

de la CEBC pour la période allant de décembre 2007 (215 <sup>e</sup> jour) à fin avril 2007 (365 <sup>e</sup> jour)	179
Figure 6.8 : Différence de solution versus le pas du temps (Simulation S1) avec VADOSE/W.	182
Figure 6.9 : Bilan hydrique cumulatif (Simulation S1 avec VADOSE/W).	182
Figure 6.10 : Précipitation cumulative reçue par le système (Simulation S1 avec VADOSE/W).	183
Figure 6.11 : Conductivité K versus la succion (Simulation S1 avec VADOSE/W).	183
Figure 6.12 : Distribution de (a) saturation en eau et (b) concentration d'oxygène à travers la colonne modélisée après 1,84 et 240 de calcul; cas de S4.	185
Figure 6.13 : Comparaison des profils des teneurs en eau mesurées et calculées à travers la CEBC à la station CS 06-10 pour les simulations S1, S2 et S3 après (a) 52 jours (21 juin), (b) 67 jours (06 juillet) et (c) 84 jours (23 juillet).	186
Figure 6.14 : Comparaison des profils de [O <sub>2</sub> ] mesurées et calculées à travers la CEBC à la station CS 06-10 pour les simulations S1, S2 et S3 après (a) 52 jours (21 juin) et (b) 67 jours (06 juillet) et (c) 84 jours (23 juillet).	187
Figure 6.15 : Comparaison des profils de [O <sub>2</sub> ] mesurés et calculés à travers la CEBC à la station CS 06-10 en fonction de la réactivité des matériaux MRN après (a) 52 jours (21 juin) et (b) 67 jours (06 juillet) et (c) 84 jours (23 juillet): Simulations S1, S4 et S5 et mesures <i>in-situ</i> .	189
Figure 6.16 : Comparaison des profils de [O <sub>2</sub> ] mesurés et calculés à travers la CEBC à la station CS 06-10 en fonction de la réactivité des résidus LTA. S1, S6 et S7 après (a) 52 jours et (b) 67 jours avec les mesures <i>in-situ</i> .	191
Figure 6.17 : Comparaison des profils de [O <sub>2</sub> ] mesurés et calculés dans la CEBC et les résidus sous-jacents à la station CS 06-10 après 54, 67 et 84 jours de calcul pour le cas de la simulation S4 : profondeur initiale de la nappe phréatique de 3 m, K <sub>r</sub> =0/an pour MRN et K <sub>r</sub> =700/an pour LTA.	192
Figure 6.18 : Position de la nappe phréatique aux jours d'échantillonnage de gaz durant l'été 2007 à la station CS 06-10 pour le cas de la simulation S4.	192
Figure 6.19 : Évolution du degré de saturation à travers la CEBC à la station CS 06-10 après 52 (21 juin), 67 (06 juillet) et 84 jours (23 juillet). Cas de la simulation S4.	193

Figure 6.20 : Évolution du coefficient de diffusion effectif d'oxygène à travers la CEBC à la station CS 06-10 après 52 (21 juin), 67 (06 juillet) et 84 jours (23 juillet). Cas de la simulation S4.....	194
Figure 6.21 : Évolution des flux cumulé d'oxygène à travers la CEBC à la station CS 06-10 pour la simulation S4 du 1 <sup>er</sup> mai 2007 à fin décembre 2007.....	195
Figure 6.22 : Profils des teneurs en eau volumique à travers la CEBC après 52 (21 juin), 67 (06 juillet) et 84 (26 juillet) jours en cas d'une absence totale des recharges au cours de (a) 2 mois (juillet et août 2007) (Simulation S8-1) et (b) 3 mois (juin, juillet et août 2007) (Simulation S8-2).....	196
Figure 6.23 : Profils d'oxygène à travers la CEBC de la station CS 06-10 après 52, 67 et 84 et jours pour la simulation en cas d'une absence totale de recharges au cours de (a) 2 mois (juillet et août 2007) (Simulation S8-1) et (b) 3 mois (juin, juillet et août 2007) (Simulation S8-2).....	197
Figure 6.24 : Évolution du flux cumulé d'oxygène à la base de la CEBC à la station CS 06-10 pour les simulations S4, S8-1 (en cas d'une absence totale de recharges au cours de 2 mois; juillet et août 2007) et S8-2 (en cas d'une absence totale de recharges au cours de 3 mois; juin, juillet et août 2007). ....	198
Figure 6.25 : Évolution des flux cumulé d'oxygène à travers la CEBC à la station CS 06-10 pour la simulation S8 du 1 <sup>er</sup> mai 2007 au 30 avril 2008 en cas d'une absence totale de recharge au cours de (a) 2 mois (juillet et août 2007) et (b) 3 mois (juin, juillet et août 2007).....	199
Figure 6.26 : Comparaison des profils de [O <sub>2</sub> ] mesurés et calculés dans la CEBC et les résidus sous-jacents à la station CS 06-14 après 54, 67 et 84 jours de calcul avec les profils mesurés <i>in-situ</i> au cours de l'été 2007, (a) cas S9 et (b) cas S10. ....	201
Figure 6.27 : Comparaison des profils de concentrations d'oxygène dans la CEBC et les résidus sous-jacents à la station CS 06-14 après 54, 67 et 84 jours de calcul avec les profils mesurés <i>in-situ</i> au cours de l'été 2007, (a)cas S11, (b)Cas S12 et (c) cas S13. ....	203
Figure 6.28 : Contours des teneurs en eau volumique au cours de quatre différents jours de modélisation en 2007 au niveau de la station CS 06-14 pour la simulation S13. ....	204
Figure 6.29 : Contours des concentrations d'oxygène au cours de quatre différents jours de modélisation dans la station CS 06-14 pour la simulation S13.....	204



Figure 6.30 : Évolution du flux cumulé d'oxygène à la base de la CEBC à la station CS 06-14 pour la simulation S13 du 1 <sup>er</sup> mai 2007 au 30 avril 2008. ....	206
Figure 6.31 : Évolution des flux cumulé d'oxygène à travers la CEBC à la station CS 06-14 pour la simulation S13 du 1 <sup>er</sup> mai 2007 au 30 avril 2008. ....	206
Figure 6.32 : Évolution des concentrations d'oxygène à travers la CEBC à la station CS 06-14 après 52, 67 et 84 jours de calcul pour la simulation (a) S14-1 avec une absence totale des recharges au cours de 3 mois de l'été (juin, juillet et août 2007) et (b) S14-2 avec une absence totale des recharges au cours de 2 mois de l'été (juillet et août 2007). ....	207
Figure 6.33 : Évolution du flux cumulé d'oxygène à la base de la CEBC à la station CS 06-10 pour les simulations S13, S14-1 (en cas d'une absence totale de recharges au cours de 2 mois; juillet et août 2007) et S14-2 (en cas d'une absence totale de recharges au cours de 3 mois; juin, juillet et août 2007). ....	208
Figure 6.34 : Évolution des flux cumulé d'oxygène à travers la CEBC à la station CS 06-14 pour la simulation S14-2 du 1 <sup>er</sup> mai 2007 à fin décembre 2007. ....	209
Figure 6.35 : Évolution des flux cumulé d'oxygène à la base de la CEBC à la station CS 06-10 pour la simulation S4-3 où $K_r\_MRN=8/\text{an}$ du 1 <sup>er</sup> mai à fin décembre 2007. ....	211
Figure 6.36 : Évolution des flux cumulé d'oxygène à travers la CEBC à la station CS 06-10 pour la simulation S4-3 où $K_r\_MRN=8/\text{an}$ du 1 <sup>er</sup> mai 2007 à fin décembre 2007. ....	212

## LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

AEV	Air entry value ou pression d'entrée d'air
$C_0$	Concentration d'oxygène dans l'air
CEBC	Couverture à effets de barrière capillaire
$C_p$	Teneur massique en pyrite
CRE	Courbe de rétention d'eau.
$C_U$	Coefficient d'uniformité
$D^*$	Coefficient de diffusion apparent de l'oxygène
$D_{10}$	Diamètre effectif des grains
$D_a^0$	Coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'air
$D_e$	Coefficient de diffusion effective de l'oxygène
DMA	Drainage minier acide
$D_w^0$	Coefficients de diffusion de l'oxygène dans l'eau
e	Indice des vides
$F_{s,L}$	Flux d'oxygène à la base d'une couche en condition permanente
g	Accélération de la pesanteur.
H	Constante de Henry
h	Charge hydraulique
$K'$	Réactivité intrinsèque de la pyrite avec l'oxygène
$K_r$	Coefficient effectif du taux de réaction de l'oxygène
$K_r^*$	Coefficient apparent du taux de réaction de l'oxygène
$k_{ra}$	Perméabilité pneumatique relative
L	Épaisseur de la couche

MK	Modèle de Kovács modifié
MRN	Ministère des Ressources naturelles
n	Porosité
O <sub>2</sub>	Oxygène
P	Pression d'eau
PA	Potentiel d'acidité
PN	Potentiel de neutralisation
PNN	Potentiel net de neutralisation
q <sub>x</sub>	Débit spécifique dans la direction x
q <sub>y</sub>	Débit spécifique dans la direction y
q <sub>z</sub>	Débit spécifique dans la direction z
R	Constante universelle des gaz
RDT	Réflextométrie dans le domaine du temps
S <sub>r</sub>	Degré de saturation
S <sub>r-min</sub>	Degré de saturation d'adsorption (résiduel) de l'eau
S <sub>r-oc</sub>	Degré de saturation d'occlusion de l'air
T	Température
t	Temps
TEV	Teneur en eau volumique
UQAT	Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue
URSTM	Unité de recherche et de service en technologie minérale
V <sub>x</sub>	Vitesse de Darcy pour l'eau dans la direction x
V <sub>y</sub>	Vitesse de Darcy pour l'eau dans la direction y
V <sub>z</sub>	Vitesse de Darcy pour l'eau dans la direction z

$\gamma$	Poids volumique
$\gamma_s$	Poids volumique des grains solide
$\gamma_w$	Poids volumique de l'eau
$\theta_a$	Teneur en air volumique
$\theta_{eq}$	Teneur en air équivalente
$\theta_r$	Teneur en eau résiduelle
$\theta_s$	Teneur en eau saturée
$\theta_w$	Teneur en eau volumique
$\rho_w$	Densité de l'eau
$\rho_s$	Masse volumique moyenne des grains solides
$\psi$	Succion matricielle

## LISTE DES ANNEXES

<b>Annexe 1:</b> Exemples d'évolution de la pression dans les deux réservoirs source et récepteur lors des essais de DCO sur les résidus MRN et LTA.....	273
<b>Annexe 2 :</b> Conditions climatiques utilisées dans les simulations pour la période du: du 1 <sup>er</sup> mai 2007 au 30 avril 2008 .....	275

## CHAPITRE 1 : INTRODUCTION

### 1.1 Le drainage minier acide

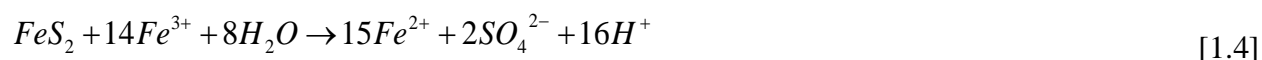
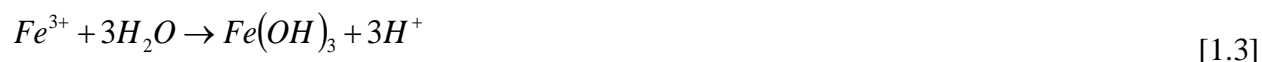
L'activité minière très variée dans plusieurs provinces canadiennes, favorisée par le contexte géologique favorable du pays, contribue à l'activité économique du Canada. L'exploitation et le traitement du minerai engendrent, entre autre, de grandes quantités de rejets miniers solides constitués de roches stériles et de rejets du concentrateur (ou résidus miniers). Lorsqu'exposés aux conditions climatiques, les rejets contenant des sulfures métalliques, particulièrement ceux contenant du fer, telle que la pyrite et la pyrrhotite, sont susceptibles de réagir avec l'eau et l'oxygène de l'atmosphère et de générer un drainage minier acide (DMA). Le DMA peut être à l'origine de dommages aux milieux naturels, notamment aux eaux de surface et souterraines, et constitue l'un des problèmes environnementaux le plus sérieux pour l'industrie minière. La figure 1.1 montre l'exemple d'un site affecté par le DMA au Québec (Canada).



Figure 1.1 : Exemple de site affecté par le DMA; Site Aldermac, Rouyn-Noranda (tiré de Bussière et al., 2005).

Les réactions simplifiées conduisant à l'oxydation des minéraux sulfureux et à l'acidification des eaux des effluents miniers sont relativement bien connues. Par exemple, pour la pyrite ( $\text{FeS}_2$ ), le

minéral sulfureux réactif le plus abondant dans la nature et dans les rejets miniers, les réactions d'oxydation sont fréquemment présentées de la façon suivante (Kleinman et al., 1981; Aubertin et al., 2002b).



La réaction [1.1] montre l'oxydation chimique, plutôt lente, de la pyrite ( $FeS_2$ ) dans une solution au pH proche de la neutralité ( $pH = 7$ ), en présence d'oxygène. Le milieu s'acidifie alors graduellement autour des sulfures, favorisant les réactions [1.2] et [1.3]. Le fer ferreux ( $Fe^{2+}$ ) est ainsi transformé en fer ferrique ( $Fe^{3+}$ ) et celui-ci précipite sous forme d'hydroxyde de fer ( $Fe(OH)_3$ ), ce qui contribuera à acidifier d'avantage le milieu, engendrant ainsi un pH de plus en plus bas. À ce point, la réaction [1.4] s'active à un pH d'environ 3,5; le fer ferrique demeure en solution et oxyde la pyrite directement, engendrant un processus cyclique et rapide impliquant les réactions [1.2] et [1.4]. Certaines bactéries, tels les thiobacillus ferroxydants, peuvent favoriser la production de DMA en accélérant la cinétique de certaines des réactions précitées (notamment la réaction [1.2]). Ce phénomène serait surtout important lorsque le milieu est déjà acide. Ces bactéries peuvent tolérer des pH entre 1,5 et 4,0, avec une croissance optimale pour des pH entre 2,0 and 2,5 et leur température optimale se situe entre 15 °C and 35 °C (Blowes et al. 2003).

Les phases et les équations de formation du DMA en fonction du temps et du pH de l'eau sont illustrées dans la figure 1.2.

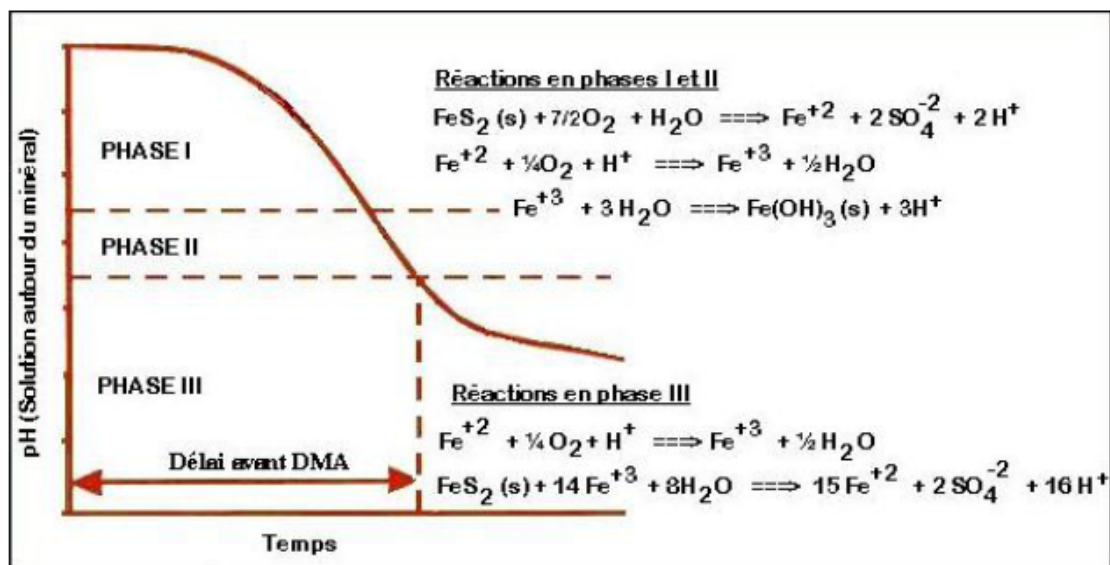


Figure 1.2: Étapes de formation de DMA (d'après Kleinman et al., 1981, et tiré de Aubertin et al., 2002b).

Le processus de formation du DMA simplifié par les quatre équations précédentes dépend aussi de la quantité des minéraux neutralisants contenus dans le matériau. La présence de minéraux carbonatés, comme la calcite et la dolomite, participe à neutraliser naturellement l'acidité générée par les résidus. La dissolution des minéraux silicatés peut aussi contribuer à la neutralisation de l'acidité, mais ce processus se fait lentement en comparaison avec les carbonates. La vitesse de réaction d'oxydation de sulfures peut être affectée par d'autres facteurs à savoir la température, le type de sulfures présents, la formation des minéraux secondaires, la disponibilité d'oxygène et de l'eau, la granulométrie, et le pH (SRK, 1989; Ritcey, 1989; Nicholson et al., 1989b).

Pour prévenir les problèmes reliés au DMA, on doit limiter l'apport de l'une et/ou de l'autre des trois composantes principales impliquées dans la production du lixiviat acide, soit l'eau, l'air et les minéraux sulfureux. Pour ce faire, différentes méthodes de prévention ont été proposées, dont l'exclusion des sulfures, la construction des couvertures (barrières) pour exclure l'eau et/ou l'oxygène. Dans ce qui suit, ces méthodes sont brièvement décrites. Des détails sont donnés par Aubertin et al. (2002b).



## 1.2 Méthodes de contrôle de la génération du DMA

### 1.2.1 Exclusion des sulfures

La séparation des minéraux sulfurés de la gangue est une façon de contrôler le problème du DMA. Cette méthode s'applique pour les rejets du concentrateur et consiste à enlever les sulfures au moyen des procédés minéralurgiques, tels que la flottation ou la séparation gravimétrique, à la fin du procédé minéralurgique d'extraction (Humber, 1995; Bussière et al., 1995; 1998a ; Mermillod-Blondin et al., 2005). Cette technique, principalement adaptée pour les sites en opération, génère un concentré de sulfures et des résidus désulfurés contenant une teneur résiduelle en sulfures mais qui sont non générateurs d'acide. Le concentré de sulfure peut être retourné sous terre sous forme de remblai minier (Benzaazoua et al., 2008). La partie désulfurée peut être utilisée comme matériau de recouvrement jouant le rôle de barrière à l'oxygène (décrite ci-dessous). La teneur résiduelle en sulfure du recouvrement constitue un avantage car le recouvrement consomme l'oxygène (sans générer de DMA) et le flux d'oxygène qui atteint les résidus peut être réduit (Mbonimpa et al., 2003; Mermillod-Blondin et al., 2005; Demers, 2008; Demers et al., 2009).

### 1.2.2 Exclusion de l'eau

La mise en place d'une barrière à l'eau entre les rejets miniers et l'eau provenant de l'environnement extérieur est une façon de prévenir la production de DMA. Ce type de recouvrement, qui vise à limiter l'infiltration d'eau, est constitué d'un système multicouche et il est approprié aussi bien en climat humide qu'en climat aride, selon les matériaux utilisés dans le recouvrement. La figure 1.3 donne une illustration de la configuration typique de ce genre de recouvrement.

En climat humide, la couche inférieure (D dans la figure 1.3) est construite des matériaux ayant une conductivité hydraulique *in-situ* suffisamment faible (inférieure ou égale à  $10^{-7}$  cm/s par exemple) à laquelle on ajoutera au moins une couche constituée de matériaux géosynthétiques.

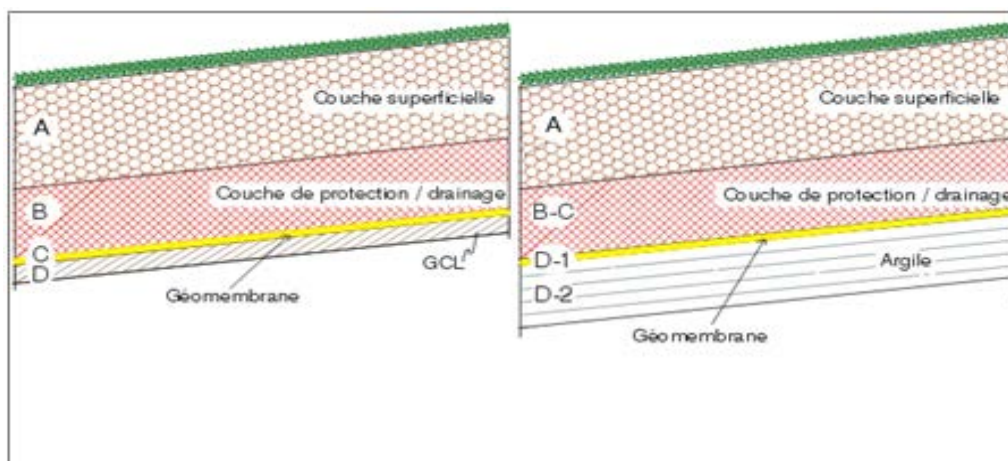


Figure 1.3 : Exemple de configuration d'une couverture jouant le rôle de barrière à l'eau (tiré de Aubertin et al., 1995).

En climat aride ou semi-aride, on fait habituellement appel à l'utilisation des couvertures avec effets de barrière capillaire pour limiter l'infiltration d'eau (Ross, 1990; Morris et Stomont, 1997; Williams et al., 2003; Zhan et al., 2001). Ces couvertures sont de type emmagasinement et relargage (store and release) et leur configuration comprend une couche de rétention d'eau, composée de matériaux fins, qui accumule l'eau durant la période de pluie et la retourne à l'atmosphère par évaporation durant la période ensoleillée. Dans le cas d'une couverture inclinée de type couverture avec effets de barrières capillaires (CEBC) mise en place sur les pentes d'un parc à résidus, un bon contrôle de l'écoulement latéral le long de l'interface entre les matériaux grossiers et fins conduit à une amélioration de l'efficacité de la couverture. Un tel recouvrement devient de type emmagasinement, déviation, et relargage (store, divert and release) (e.g. Bussière et al., 1998b, 2003b; Apithy, 2003; Cifuentes, 2006; Cifuentes et al., 2006; Aubertin et al., 2010).

### 1.2.3 Exclusion d'oxygène

L'exclusion de l'oxygène est considérée comme la méthode la plus efficace pour prévenir la génération du DMA dans les climats humides (SRK, 1989), tel que celui du Québec. Cette exclusion d'oxygène peut être réalisée à l'aide de recouvrements en eau et en sols.

### i. Recouvrement en eau

La technique du recouvrement en eau exige des conditions climatiques humides continues. L'ennoiement maîtrisé des rejets potentiellement générateurs d'acide se fonde sur le fait que le coefficient de diffusion  $D_W^0$  de l'oxygène dans l'eau est environ 10 000 fois plus faible que ce même coefficient dans l'air. Cela réduit d'une façon importante la disponibilité de l'oxygène et empêche son contact avec les rejets sulfurés. Cette approche est considérée efficace à prévenir la production d'acide, sauf qu'il existe des facteurs qui peuvent limiter son application. Mentionnons à cet égard (Aubertin et al., 2002a, 2002b) :

- la disponibilité de l'eau afin de maintenir une couverture d'eau persistante et épaisse capable de limiter production d'acide à des niveaux négligeables;
- la construction des ouvrages pouvant résister aux événements extrêmes (séismes);
- le suivi et l'entretien des ouvrages à long terme.

La performance d'un recouvrement en eau dépend de plusieurs processus interdépendants que Li et al. (1997) ont schématisé dans la figure 1.4.

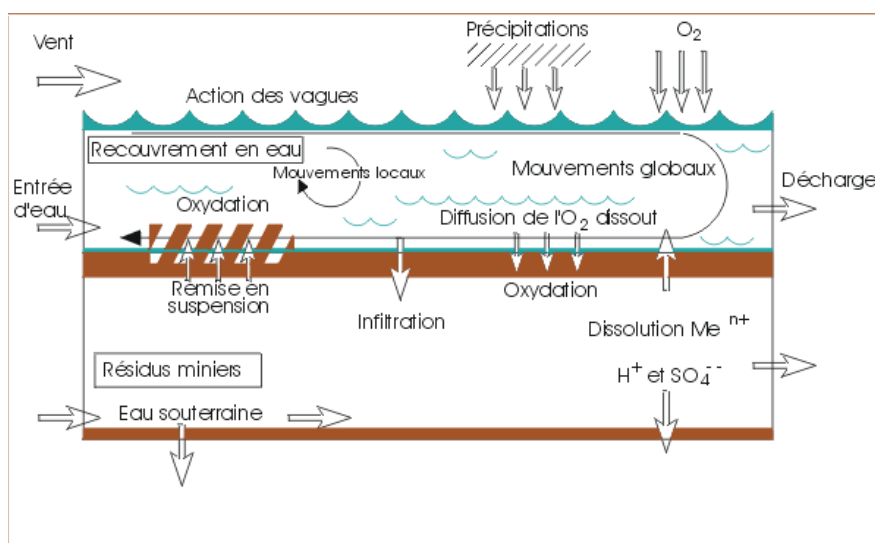


Figure 1.4 : Processus affectant l'efficacité des recouvrements en eau (Aubertin et al., 2002b; inspiré de Li et al., 1997).

Les facteurs d'influence à prendre en compte lors du design du recouvrement en eau incluent le mouvement de l'eau (entrée d'eau extérieure et perte d'eau du recouvrement vers l'extérieur), le mécanisme de transport de l'oxygène, la remise en suspension des particules et le relargage des métaux dissous. Des détails sur l'impact de ces facteurs sont donnés dans la littérature (e.g., MEND 2001; Aubertin et al., 2002b).

## ii. Recouvrement de matériaux poreux

Un recouvrement de matériaux poreux pouvant contrôler le mouvement des gaz et de l'eau est une technique de prévention de DMA. Ce recouvrement est constitué de un ou de plusieurs types de sols ou de matériaux géosynthétiques (Aubertin et al., 1995, 2002b). De telles barrières sont construites sur des parcs à rejets de concentrateurs, sur des haldes à stériles (SRK, 1991). Pour constituer les diverses couches d'un tel système de recouvrement, on fait appel à des matériaux géologiques (gravier, sable, silt, argile, pierre, concassée, etc.), synthétiques (géotextiles, géomembranes, bitumes, ciments, etc.) ou composites (géocomposites bentonitiques, etc.). Selon Aubertin et al. (1995, 2002a, 2002b), la configuration de la plupart des recouvrements visant à prévenir la production de DMA est la suivante (voir figure 1.5).

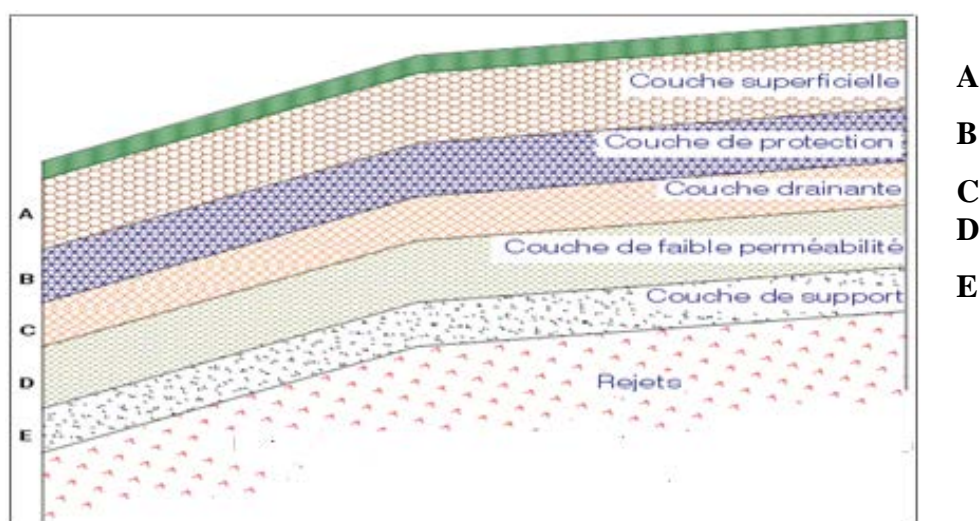


Figure 1.5 : Les cinq principales composantes d'un système de recouvrement (inspiré de Aubertin et al., 1995).

Du haut vers le bas, le recouvrement est constitué des couches suivantes:

- Une couche superficielle A, de 10 à 20 cm d'épaisseur (dans quelques cas particuliers, elle peut varier entre 50 et 90 cm). Cette couche sert à séparer les couches sous-jacentes du milieu extérieur, à réduire les effets des fluctuations de température et d'humidité et résiste à l'érosion. Elle peut être composée de sols organiques, ainsi que des géosynthétiques ou des lits de graviers ou des enduits routiers.
- Une couche de protection B, dont l'épaisseur peut atteindre 1 m, qui peut servir à protéger les couches inférieures contre les racines des plantes et les animaux et contre les effets des cycles de mouillage-séchage et de gel-dégel, à minimiser les risques d'intrusions humaines à travers la barrière et à retenir ou stocker provisoirement une portion des eaux d'infiltration jusqu'à leur élimination par évapotranspiration
- Une couche drainante C, permettant de réduire le gradient hydraulique sur la couche sous-jacente, ce qui réduit le débit d'infiltration dans la couche D. Les matériaux constituant la couche C incluent les sols pulvérulents (tels que le sable et le gravier), des matériaux synthétiques (géotextile) ou des matériaux composites conçus pour des fins de drainage.
- Une couche D, d'une épaisseur de l'ordre de 50 à 100 cm, qui constitue la véritable barrière aux échanges entre les rejets et l'extérieur. Les principaux matériaux constituant cette couche sont principalement les sols fins (argiles, silt) dans les milieux humides. Dans les milieux arides où cette couche vise principalement à contrôler l'infiltration de l'eau, il est fréquent d'incorporer des matériaux géosynthétiques à cette couche.
- Une couche E sert de support pour les autres couches sus-jacentes. Son l'épaisseur peut être de 30 cm et plus. Elle empêche la remontée capillaire du lixiviat contaminé provenant des résidus. Les matériaux qui peuvent être utilisés pour construire cette couche sont principalement les sables ou les graviers avec une conductivité hydraulique saturée entre  $10^{-3}$  et  $10^{-1}$  cm/s.

Les couches A, B et C peuvent parfois être combinées selon les besoins.

Un des recouvrements multicouches utilisé pour contrôler la génération du DMA sur les parcs à résidus miniers en climat humide est la couverture à effets de barrière capillaire (CEBC). En climat humide, une telle couverture est généralement mise en place pour limiter la diffusion de l'oxygène jusqu'aux résidus réactifs et réduire ainsi l'oxydation des matériaux sulfureux et la production du DMA. Afin de limiter la migration d'oxygène, on doit favoriser un haut degré de saturation dans une des couches (généralement la couche D - voir Figure 1.5). En effet, la diffusion de l'oxygène à travers un sol varie selon le degré de saturation et la porosité du milieu. Pour un matériau à l'état sec, la diffusion se fait entièrement dans la phase gazeuse. Lorsque le contenu en eau augmente dans le milieu, la section directement disponible pour la diffusion libre du gaz est diminuée et par la suite le flux s'en trouve réduit. Plus de détails sont donnés à la section 2.2.

Une CEBC consiste essentiellement en la mise en place d'une couche de sol relativement fin sur un matériau plus grossier. La différence de propriétés hydrogéologiques non-saturées de ces couches superposées sert à empêcher la percolation de l'eau vers le bas à travers l'interface, car l'humidité est préférentiellement conservée dans les couches superficielles du sol. Le matériau grossier se désature plus vite et sa conductivité hydraulique non-saturée devient inférieure à celle de la couche fine sus-jacente. L'eau est ainsi bloquée à l'interface du matériau grossier et la couche fine garde un degré de saturation élevé. Ce sont les effets de barrière capillaire. Plus le contraste granulométrique entre les différents matériaux est grand, plus les effets de barrières capillaires sont marqués en général (Rasmuson et Erikson, 1986; Morel-Seytoux, 1992; Aubertin et al., 1995; Aachib, 1997; Bussière, 1999; Yang et al., 2004).

Les travaux réalisés dans le cadre de ce mémoire portent exclusivement sur l'évaluation de la performance d'une CEBC jouant le rôle de barrière à l'oxygène. Le site LTA a été retenu comme site d'étude.

### **1.3 Évaluation de la performance de CEBC jouant le rôle de barrière à l'oxygène**

La technique de CEBC est considérée comme étant l'une des options la plus viable pour les parcs à résidus en climat humide comme celui existant dans plusieurs régions minières au Canada (e.g. SRK 1989; MEND 2001). Pour établir la conformité d'une CEBC jouant le rôle de barrière à l'oxygène, le flux de gaz qui traverse la CEBC doit être évalué (e.g. Collin et Rasmuson, 1988, 1990; Nicholson et al., 1989a; Aachib et al., 1993; Mbonimpa et al., 2003). Ce flux d'oxygène devrait rester inférieur au flux de design retenu pour limiter la génération du DMA. Le flux d'oxygène traversant la CEBC jusqu'aux résidus sous-jacents dépend de la distribution de l'humidité dans le système multicouche. Pour cette raison, la performance de CEBC a souvent fait l'objet de suivi en termes de comportement hydrique (mesure des profils de teneur en eau volumiques et de succion). Cette procédure a été appliquée par un nombre de groupes, de manière que les techniques applicables pour l'auscultation du comportement hydrique des CEBC sont maintenant assez bien connues (e.g. Aubertin et al., 1995, 1996a, 1997b; Aachib, 1997; Bussière et al., 2001a, 2001b, 2003c). Le profil de teneur en eau volumique est alors utilisé pour évaluer le flux d'oxygène indirectement et sous certaines conditions simplificatrices, en utilisant des approches numériques ou analytiques (e.g. Yanful, 1993; Aubertin et al., 1997a,b, 1999b; Bussière, 1999; Bussière et al., 2003c; Dagenais et al., 2005; Mbonimpa et al., 2003, 2008c). Néanmoins, très peu de travaux ont été conduits pour suivre la performance de CEBC en termes de mesure direct du profil de concentration d'oxygène (à partir duquel le flux d'oxygène peut être dérivé). Ce projet de recherche vise en partie à contribuer à cet aspect du suivi direct de la distribution d'oxygène dans la CEBC et à utiliser les données obtenues pour valider les modèles utilisés pour des simulations numériques.

### **1.4 Objectifs du projet de recherche et contenu du mémoire**

L'objectif de ce projet de recherche est d'évaluer la performance de la CEBC du site LTA en termes de migration de l'oxygène.

Pour atteindre cet objectif, la méthodologie appliquée a été la suivante :

1. Inventorier les avantages et inconvénients de différentes techniques de mesure de la concentration de l'oxygène interstitiel *in-situ*;
2. Développer et valider au laboratoire une technique d'échantillonnage et de mesure qui sera utilisée sur le terrain;
3. Déterminer les profils verticaux de concentration d'oxygène dans des stations installées sur le plateau et les pentes du site d'étude à l'aide de campagnes de mesures réalisées entre juin et octobre sur trois années;
4. Échantillonner les matériaux de la CEBC du site d'étude et les résidus miniers sous la CEBC et les caractériser.
5. Réaliser des essais de diffusion et/ou consommation d'oxygène au laboratoire avec les matériaux poreux réactifs à différents degrés de saturation et interpréter les mesures à l'aide du logiciel POLLUTE pour quantifier les coefficients de taux de consommation d'oxygène;
6. Utiliser les paramètres obtenus lors de la caractérisation pour simuler les écoulements d'eau et d'oxygène à travers la CEBC et les résidus sous-jacents à l'aide du code numérique VADOSE/W (GEO-SLOPE Int., 2007) en appliquant d'abord les conditions climatiques représentatives du site et ensuite des conditions d'absence prolongée de recharge. Pour cela, les données des profils d'oxygène sont utilisées pour calibrer et valider le modèle.

Ce mémoire comporte six chapitres. Suite à ce premier chapitre d'introduction portant brièvement sur la problématique du drainage minier acide (DMA) et sur les procédures environnementales conçu pour limiter ce problème, le chapitre 2 donne un aperçu des principes fondamentaux qui gèrent les flux de fluides (eau et gaz) au sein des couvertures à effets de barrières capillaires (CEBC). Il propose ensuite des méthodes d'évaluation des paramètres clés qui contrôlent le flux de gaz à travers les couvertures installées sur les parcs d'entreposage des résidus miniers, soit le coefficient de diffusion effectif  $D_e$  et le coefficient du taux de réactivité  $K_r$ . Il décrit enfin les méthodes de mesure *in-situ* du profil de l'oxygène interstitiel dans les milieux poreux les plus fréquemment appliquées en rapport avec le DMA. Le chapitre 3 présente une description détaillée de la méthodologie appliquée lors des travaux d'échantillonnage du profil vertical de concentration d'oxygène interstitiel à travers le système multicouche construit sur le site minier Les Terrains Aurifères (LTA), ainsi que des travaux réalisés au laboratoire de



l'URSTM à l'UQAT. Ces derniers incluent la caractérisation (physique, minéralogique et chimique) des matériaux collectés sur le site LTA et les essais de diffusion et de consommation en vue d'évaluer expérimentalement  $D_e$  et  $K_r$  et d'évaluer la relation  $D_e(S_r)$  ainsi que la relation  $K_r(S_r)$ . Les résultats des travaux de laboratoire et de terrain sont respectivement donnés et discutés au niveau des chapitres 4 et 5. Le chapitre 6 présente les résultats des simulations numériques de la migration d'eau et d'oxygène dans quelques zones de la CEBC du site LTA à l'aide du logiciel VADOSE/W. Finalement le chapitre 7 présente une conclusion et des recommandations.

Ce projet contribue à proposer une technique d'investigation directe de la performance de CEBC à limiter le flux d'oxygène vers les résidus sulfureux en termes de mesure de la concentration d'oxygène. Il montre que les profils verticaux de concentration oxygène interstitiel peuvent être mesurés par le système d'échantillonnage actif du gaz interstitiel constitué des pointes dédiées installées en permanence à travers la CEBC. Ces profils peuvent être utilisés pour valider les résultats des simulations numériques, pour ensuite évaluer les flux d'oxygène pour des conditions d'absence de recharge et ainsi de vérifier si la performance répond aux attentes de la phase de conception. Cette approche a été utilisée pour le site LTA.

## **CHAPITRE 2 : PRINCIPES FONDAMENTAUX DES COUVERTURES À EFFETS DE BARRIÈRES CAPILLAIRES (CEBC)**

### **2.1 Écoulement de l'eau dans les milieux poreux**

La construction d'une couverture à effets de barrière capillaire (CEBC) sur un parc à résidus, en climat humide, vise principalement à contrôler la migration de l'oxygène de l'air vers les résidus miniers réactifs sous le recouvrement et, de façon secondaire, à réduire l'infiltration d'eau vers les résidus à l'aide d'une couche de matériau maintenue proche de la saturation (e.g. Nicholson et al., 1989b; Collin et Rasmuson, 1990). La performance d'une telle couverture est directement liée au comportement hydrique de la CEBC en conditions non-saturées. Ainsi, pour une évaluation globale de l'efficacité d'une CEBC à maintenir un degré de saturation élevé dans la couche de rétention d'eau (généralement supérieur à 85% : Aubertin et al., 1995, 1999a, 1999b; Aachib et al., 2002), on doit commencer par comprendre les caractéristiques hydrogéologiques. On vise à évaluer si ces caractéristiques hydriques sont suffisamment contrastées pour qu'il y ait création des effets de barrière capillaire en conditions non-saturées. Différentes bases théoriques ont été proposées pour quantifier les mécanismes d'écoulement dans les milieux poreux. Dans les matériaux non-saturés où le système poreux contient du gaz et du liquide, il existe des tensions de surface qui créent une pression négative appelée succion. Cette succion est définie comme la différence entre la pression d'air interstitielle  $u_a$  et la pression de l'eau interstitielle  $u_w$  ( $\psi = u_a - u_w$ ) et elle contrôle la teneur en eau dans le matériau ainsi que le mouvement d'eau, comme décrit ci-dessous.

Dans ce qui suit, on passera rapidement en revue les lois qui gouvernent l'écoulement de l'eau à travers les milieux saturés. Ces lois constituent la base pour arriver aux équations supplémentaires qui décrivent l'écoulement de l'eau en milieu non-saturé telles que les couches des CEBC et les résidus sous-jacents au-dessus de la nappe phréatique.

#### **2.1.1 Écoulement de l'eau en milieux poreux saturés**

La caractérisation de l'écoulement de l'eau en milieu poreux saturé est donnée par la loi de Darcy (1856) qui suppose que la vitesse d'écoulement et le gradient hydraulique sont

proportionnellement linéaires. Le coefficient de proportionnalité, appelé conductivité hydraulique saturée, détermine la capacité du milieu à transmettre le fluide. Dans le cas d'un milieu isotrope, la loi de Darcy est donnée par l'équation suivante en 1-D (De Marsily, 1986) :

$$q = k_{sat} i \quad [2.1]$$

où  $q$  est le débit spécifique (vitesse de Darcy) [ $LT^{-1}$ ],  $k_{sat}$  est la conductivité hydraulique saturée du milieu [ $LT^{-1}$ ], et  $i$  est le gradient hydraulique [ $LL^{-1}$ ].

Le gradient hydraulique  $i$  est le rapport de la différence de charge hydraulique entre deux points étudiés par la distance entre ces deux points. Il est défini par l'équation suivante :

$$i = \frac{\partial h}{\partial z} \quad [2.2]$$

Dans cette équation, la charge hydraulique  $h$  d'un fluide incompressible est définie par (De Marsily, 1986) :

$$h = \frac{v^2}{2g} + \frac{p}{\rho g} + z \quad [2.3]$$

où  $v$  est la vitesse réelle de l'eau au point donné [ $LT^{-1}$ ],  $p$  la pression d'eau [ $ML^{-1}T^{-2}$ ],  $z$  l'élévation du point par rapport à un plan de référence [ $L$ ],  $g$  est l'accélération de la pesanteur [ $LT^{-2}$ ], et  $\rho$  la masse volumique de l'eau [ $ML^{-3}$ ].

En milieu poreux, les vitesses réelles sont habituellement très faibles et le terme de charge dynamique  $v^2/2g$  est négligeable en comparaison aux autres termes de l'éq. [2.3]. La charge hydraulique se réduit alors à la charge statique et peut s'écrire :

$$h = \frac{p}{\rho g} + z \quad [2.4]$$

Si le milieu est anisotrope ou si l'analyse nécessite une étude en trois dimensions, on peut généraliser l'équation de Darcy pour obtenir l'expression suivante :

$$q = \begin{pmatrix} q_x \\ q_y \\ q_z \end{pmatrix} = -[k_{ij}] \times \begin{bmatrix} i_x \\ i_y \\ i_z \end{bmatrix} \quad [2.5]$$

où  $q_x$ ,  $q_y$ , et  $q_z$  représentent les débits spécifiques (vitesses de Darcy) suivant les axes  $x$ ,  $y$  et  $z$ ;  $i_x$ ,  $i_y$ , et  $i_z$  représentent les gradients hydrauliques suivant les axes  $x$ ,  $y$  et  $z$ ;  $k_{ij}$  est la matrice 3x3 ou le tenseur de deuxième ordre de la conductivité hydraulique. Cette généralisation de la loi de Darcy est valide dans la majorité des cas d'écoulement pour des milieux poreux saturés (Todd, 1980).

### 2.1.2 Écoulement de l'eau en milieu poreux non saturés

Dans le cas d'un sol non saturé, l'écoulement de l'eau est défini par l'équation différentielle partielle et non-linéaire de Richards (1931). Richards (1931) a généralisé la loi de Darcy (Hillel, 1998), développée pour l'écoulement en milieu poreux saturé, et a appliqué une exigence de continuité pour obtenir une équation différentielle générale. L'équation de Richards est développée ici sur un volume élémentaire de sol représenté à la figure 2.1 (Hillel, 1998; Bussière, 1999). On considère dans ce cas un débit spécifique  $q_x$  (correspondant à la vitesse de Darcy [ $LT^{-1}$ ]) qui passe dans la direction  $x$  et à travers une surface unitaire par unité de temps.

La différence entre débit entrant et sortant (recharge) peut être définie par l'équation [2.6] suivante :

$$\Delta q = -(\partial q / \partial x) \Delta x \Delta y \Delta z \quad [2.6]$$

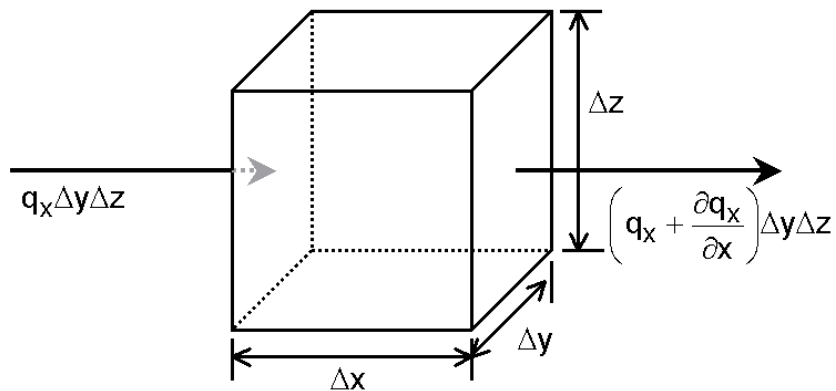


Figure 2.1 : Bilan des débits spécifiques selon l'axe x à travers un volume élémentaire de sol (adapté de Hillel, 1998; tiré de Bussière, 1999).

Pour une quantité d'eau sortant plus grande que celle entrant dans le même volume de sol, la recharge est alors négative. Cette recharge  $\Delta q$  peut être aussi définie par le changement de la teneur en eau volumique  $\theta_w$  (volume d'eau / volume total) dans le temps multiplié par le volume élémentaire considéré.

$$\Delta q = (\partial \theta_w / \partial t) \Delta x \Delta y \Delta z \quad [2.7]$$

La combinaison des deux équations [2.6] et [2.7] donne l'équation de continuité d'un milieu non saturé :

$$-(\partial q / \partial x) = (\partial \theta_w / \partial t) \quad [2.8]$$

La généralisation de l'équation [2.8] dans un repère cartésien (x,y,z) donne l'équation suivante, de continuité en trois dimensions :

$$\frac{\partial \theta_w}{\partial t} = - \left[ \frac{\partial q_x}{\partial x} + \frac{\partial q_y}{\partial y} + \frac{\partial q_z}{\partial z} \right] \quad [2.9]$$

où  $q_x$ ,  $q_y$  et  $q_z$  sont les débits spécifiques dans les directions x, y et z.

Pour un écoulement en milieu non-saturé, la loi de Darcy conçue pour les sols saturés reste valide mais la conductivité hydraulique devient fonction de la succion ( $k=f(\psi)$ ) ou de la teneur en eau volumique, ( $k=f(\theta_w)$ ) (Richards, 1931).

$$q = -k(\psi) i \quad [2.10]$$

Pour un milieu anisotrope, la loi de Darcy exprimée selon les trois axes du repère cartésien devient :

$$q = q_x + q_y + q_z = \left( \frac{\partial}{\partial x} \left[ k_x(\psi) \frac{\partial h}{\partial x} \right] + \frac{\partial}{\partial y} \left[ k_y(\psi) \frac{\partial h}{\partial y} \right] + \frac{\partial}{\partial z} \left[ k_z(\psi) \frac{\partial h}{\partial z} \right] \right) \quad [2.11]$$

Les deux paramètres  $\psi$  et  $\theta_w$  sont reliés entre eux par la relation appelée « Courbe de rétention d'eau (CRE) ». L'équation [2.11] peut aussi être exprimée de la façon suivante :

$$q = - \left[ k_x(\theta_w) \frac{\partial h}{\partial x} + k_y(\theta_w) \frac{\partial h}{\partial y} + k_z(\theta_w) \frac{\partial h}{\partial z} \right] \quad [2.12]$$

La combinaison des équations [2.9] et [2.11] donne

$$\frac{\partial \theta_w}{\partial t} = \left( \frac{\partial}{\partial x} \left[ k_x(\psi) \frac{\partial h}{\partial x} \right] + \frac{\partial}{\partial y} \left[ k_y(\psi) \frac{\partial h}{\partial y} \right] + \frac{\partial}{\partial z} \left[ k_z(\psi) \frac{\partial h}{\partial z} \right] \right) \quad [2.13]$$

En négligeant la composante de vitesse, la charge hydraulique au-dessus de la nappe phréatique devient égale à la pression en valeur négative plus l'élévation  $z$  (la charge gravitationnelle) :

$$h = \psi + z \quad [2.14]$$

La combinaison des deux équations [2.13] et [2.14] donne :

$$\frac{\partial \theta_w}{\partial t} = \left( \frac{\partial}{\partial x} \left[ k_x(\psi) \left( \frac{\partial \psi}{\partial x} + \frac{\partial z}{\partial x} \right) \right] + \frac{\partial}{\partial y} \left[ k_y(\psi) \left( \frac{\partial \psi}{\partial y} + \frac{\partial z}{\partial y} \right) \right] + \frac{\partial}{\partial z} \left[ k_z(\psi) \left( \frac{\partial \psi}{\partial z} + \frac{\partial z}{\partial z} \right) \right] \right) \quad [2.15]$$

Puisque  $\partial z / \partial x = \partial z / (\partial y = 0)$  et  $\partial z / \partial z = 1$ , l'équation [2.14] devient alors (Hillel, 1998; Bussière, 1999):

$$\frac{\partial \theta_w}{\partial t} = \left( \frac{\partial}{\partial x} \left[ k_x(\psi) \left( \frac{\partial \psi}{\partial x} \right) \right] + \frac{\partial}{\partial y} \left[ k_y(\psi) \left( \frac{\partial \psi}{\partial y} \right) \right] + \frac{\partial}{\partial z} \left[ k_z(\psi) \left( \frac{\partial \psi}{\partial z} + 1 \right) \right] \right) \quad [2.16a]$$

$$\frac{\partial \theta_w}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left( k_x(\psi) \frac{\partial \psi}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( k_y(\psi) \frac{\partial \psi}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left( k_z(\psi) \frac{\partial \psi}{\partial z} \right) + \frac{\partial k_z(\psi)}{\partial z} \quad [2.16b]$$

On arrive ici à l'équation de Richards (1931) qui définit l'écoulement de l'eau en milieu non saturé et aussi peut servir à décrire l'écoulement en milieu saturé. On l'utilise souvent dans les modèles numériques pour la simulation de l'écoulement d'eau (e.g. Fredlund et Rahardjo, 1993; Bussière, 1999). Cela suppose que la CRE ( $\theta(\psi)$ ) et la fonction de la conductivité hydraulique non-saturée ( $k(\psi)$  ou  $k(\theta)$ ) soient connues. Ces paramètres sont décrits dans ce qui suit.

### 2.1.3 Courbe de rétention d'eau

L'étude des écoulements non-saturés, définis par des équations différentielles complexes non linéaires (voir équation [2.16]), nécessite la compréhension de la variation de la conductivité hydraulique non-saturée ( $k$ ) et de la teneur en eau volumique ( $\theta_w$ ) en fonction de la pression ( $\psi$ ). La courbe de rétention d'eau (CRE), définie par la fonction  $\theta_w=f(\psi)$ , dépend des caractéristiques physiques intrinsèques du matériau (granulométrie, porosité, densité des solides, etc.) (Aubertin et al., 1998, 2003; Mbonimpa et al., 2000a). Cette courbe permet, entre autre, d'évaluer la remontée capillaire de l'eau au-dessus de la nappe phréatique pour les dépôts homogènes dans des conditions stationnaires (Aubertin et al., 1998). La détermination de cette caractéristique hydrique propre à chaque matériau peut se faire à l'aide d'essais de laboratoire, à savoir la cellule de pression (Tempe cell), la plaque drainante, le papier filtre, les tensiomètres, les psychomètres, les essais en colonne, les solutions salines, etc.

La figure 2.2 montre deux courbes de rétention d'eau schématisées pour un sable et un silt (Aubertin et al., 1995). Deux paramètres caractéristiques sont obtenus par chaque représentation graphique de CRE; la pression d'entrée d'air  $\psi_a$ , ou AEV (Air Entry Value) qui correspond à la



pression au début de la désaturation et la pression résiduelle  $\psi_r$  (Water Entry Value) qui correspond à la pression où il ne reste que l'eau retenue par adhésion à la surface des grains et très peu d'eau isolée retenue par tension capillaire (Aubertin et al., 1995, 1998, 2003). Les valeurs de ces deux paramètres usuels se déterminent graphiquement. L'AEV est l'intersection des tangentes à la courbe de saturation complète et celle à la désaturation du sol dans un plan semi-log. Le WEV est l'intersection des tangentes entre la pente de désaturation et la droite de teneur en eau résiduelle (e.g. Fredlung et Xing, 1994).

Tel que schématisé à la figure 2.2, un matériau relativement grossier, comme le sable (ou gravier), se désature plus aisément qu'un autre fin, comme le silt lorsque la succion augmente. En effet, les dimensions des pores et leurs distributions affectent la forme de la CRE à cause de l'effet de tension capillaire. Plus les pores sont gros, comme pour le sable, plus la tension capillaire est faible et plus le sol se désature.

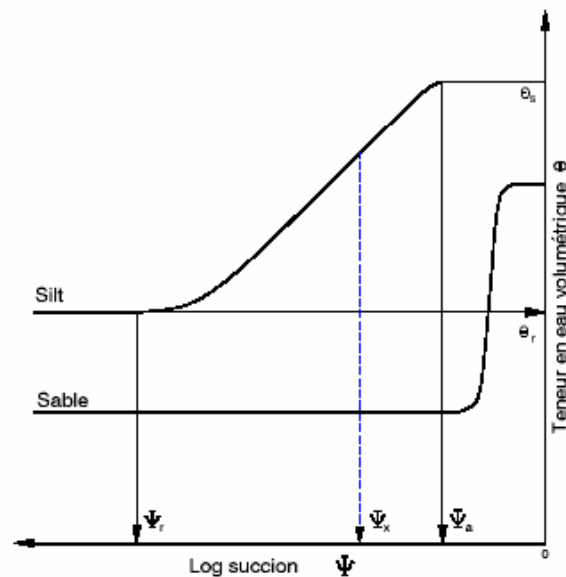


Figure 2.2 : Courbes de rétention d'eau typiques pour un sable et un silt (adapté de Aubertin et al., 1995).

La CRE mesurée peut être décrite par divers modèles mathématiques (e.g. Fredlund et Rahardjo, 1993; Bussière, 1999; Looney et Falt, 2000), dont les plus utilisés sont ceux de Brooks et Corey (1964), van Genchten (1980), et Fredlund et Xing (1994).

Des modèles prédictifs de la CRE ont aussi été développés. Ceux-ci relient les caractéristiques de rétention d'eau interstitielle avec les propriétés physiques du sol, telles que la granulométrie, l'état en place des matériaux (Arya et Paris, 1981; Kovács, 1981; Haverkamp et Parlange, 1986; Aubertin et al., 1998; Arya et al., 1999). Un de ces modèles, connu sous le nom de modèle de Kovács modifié (MK) (Aubertin et al., 1998; Aubertin et al., 2003), donne des résultats intéressants pour les matériaux tels que les matériaux utilisés dans les couvertures avec effets de barrière capillaire.

Il faut également noter que les CRE obtenues au cours en imbibition (ou mouillage) et en drainage (ou séchage) du matériau sont différents (Haines 1930). La figure 2.3 montre que pour une succion donnée, la teneur en eau volumique est généralement supérieure en drainage qu'en mouillage. Cette différence est expliquée par l'effet de l'hystérésis. C'est un phénomène plus marqué dans les matériaux à structure interne complexe, qui peut apparaître aussi bien au laboratoire que sur le terrain (Iwata et al., 1988; Maqsoud et al., 2002, 2004, 2006a).

Notons finalement que le modèle MK a été étendu pour la prédiction de phénomènes d'hystérésis (courbes principales et primaires de mouillage et de séchage (Maqsoud et al., 2004, 2006a) et pour la prédiction de la CRE de matériaux susceptibles au changement de volume (retrait) à la suite d'une augmentation de la succion (Mbonimpa et al., 2006).

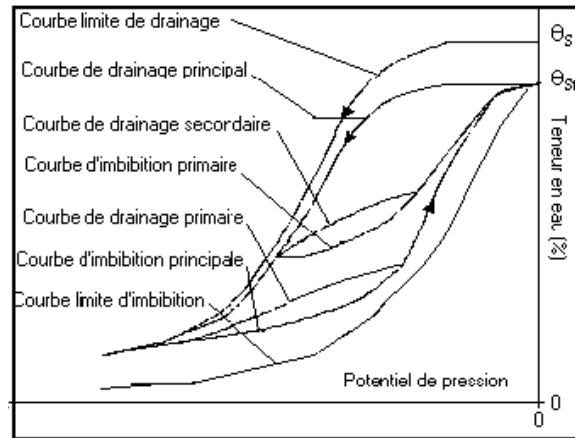


Figure 2.3: Différentes CRE causées par l'hystérésis (adapté de Maqsoud et al., 2002).

### 2.1.4 Fonction de perméabilité

La fonction de la conductivité hydraulique non-saturée  $k(\psi)$  ou  $k(\theta)$  est primordiale pour la résolution de la relation de Richards (1931). Cette fonction peut être déterminée au laboratoire à l'aide des méthodes du débit sortant, du régime permanent ou du profil instantané (Fredlund et Rahardjo, 1993; Hillel, 1998; Bedard, 2003). Ces essais sont cependant relativement complexes à appliquer et coûteux. Pour ces raisons, on a souvent recours aux modèles empiriques et statistiques permettant de déduire la relation  $k(\psi)$  à partir de la CRE. Ces modèles mathématiques sont présentés dans Fredlund et al. (1994), Leij et al. (1997), Bussière (1999), et Mbonimpa et al. (2006b).

La figure 2.4 est une représentation graphique de la variation de la perméabilité non-saturée  $k=f(\psi)$  pour un sable et un silt. En conditions saturées ( $\psi \geq 0$ ), la conductivité hydraulique du sable est nettement supérieure à celle du sol fin (silt) puisque les pores sont relativement grossiers. Cependant, elle baisse plus rapidement avec une augmentation de la succion et devient inférieure à la conductivité du silt. Ceci est expliqué par le fait que le sol grossier se désature plus vite que

le sol fin. Tout comme la courbe de rétention d'eau, les effets d'hystérésis peuvent aussi affecter la fonction de la conductivité hydraulique non-saturée.

Lorsque un sol grossier placé en-dessous d'un sol fin se désature, sa conductivité hydraulique non-saturée devient très faible à des suctions où le matériau fin est encore presque saturé. Cela empêche alors la couche de matériau fin de se désaturer. Il s'agit du phénomène d'effets de barrières capillaires qui sont utilisés dans les recouvrements de type CEBC.

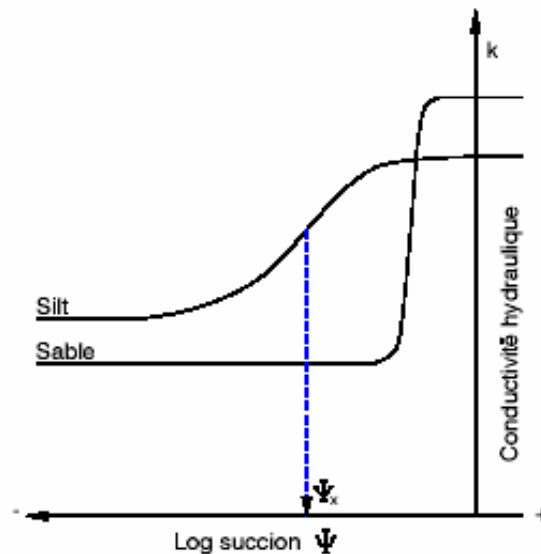


Figure 2.4: Courbe de conductivité hydrauliques, non saturée pour un sable et un silt (adapté de Aubertin et al., 1995).

## 2.2 Mouvement de gaz en milieux poreux

Différents processus sont responsables du transfert des gaz à travers un milieu poreux. Dans le cas d'un sol saturé, l'écoulement du gaz se fait sous forme dissoute dans la phase liquide. Dans la zone non-saturée, l'advection et la convection, les réactions chimique et d'adsorption, et la

diffusion moléculaire sont les mécanismes qui contrôlent le déplacement des gaz (Ritchie, 1994; Aubertin et al., 2000; Mbonimpa et al., 2002a). La convection et advection sont deux processus physiques qui résultent du gradient de la pression pneumatique totale. La conductivité pneumatique (non-saturée) qui contrôle le flux de gaz par ces deux mécanismes dépend des caractéristiques physiques du fluide (densité et viscosité) et des dimensions des pores et leurs répartition, mais aussi du degré de saturation (Hillel, 1980; Grant et Gronevelt, 1993; Fleureau et Taibi, 1994; Rodeck et al., 1994; Aubertin et al, 2000). La phase gazeuse devient occluse (discontinue) lorsque le degré de saturation dépasse une valeur autour de 80 à 90%. Ceci est illustré à la figure 2.5 qui montre la perméabilité pneumatique relative  $k_{ra}$  en fonction du degré de saturation selon Delleur (1999).

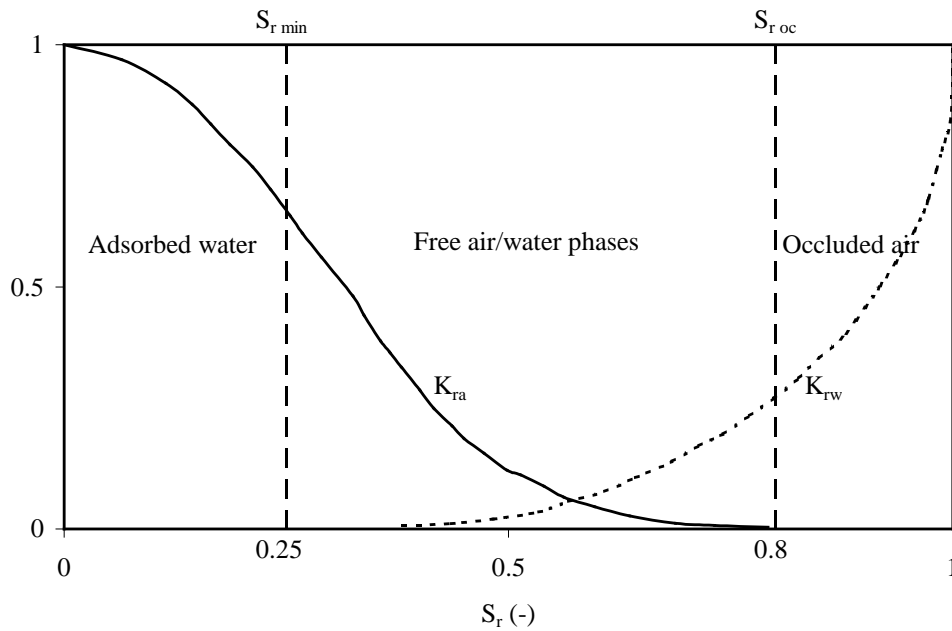


Figure 2.5: Évolution schématique des fonctions de conductivités relatives à l'air  $k_{ra}(S_r)$  et à l'eau  $k_{rw}(S_r)$  en fonction du degré de saturation  $S_r$  (adapté de Delleur 1999; voir Mbonimpa et Aubertin 2003).

Dans cette figure,  $S_{r-oc}$  représente le degré de saturation d'occlusion de l'air (il n'y pas d'écoulement libre d'air si  $S_r > S_{r-oc}$ ) et  $S_{r-min}$  correspond au degré de saturation d'adsorption (résiduel) de l'eau (l'eau est adsorbée sur les grains solides et le matériau poreux peut être considéré comme sec si  $S_r < S_{r-min}$ ). Pour  $S_r > 80$  à 90%,  $k_{ra}$  est considérablement réduit. Plus de détails sont donnés par Mbonimpa et Aubertin (2003).

Pour le cas des matériaux fins comme les résidus miniers ou ceux employés dans les systèmes de recouvrement. Le processus convection/advection est considéré négligeable lorsque la conductivité et le gradient pneumatiques sont faibles. La migration des gaz se produit donc principalement par diffusion moléculaire causée par des gradients de concentration (Collin, 1987; Collin et Rasmuson, 1988; Nicholson et al., 1989a; Yanful, 1993; Kim et Benson, 2004). Dans le cas des matériaux contenant des sulfures qui s'oxydent au contact de l'air (oxygène) et de l'eau, le flux d'oxygène dépend non seulement de ce phénomène de diffusion, mais aussi de la consommation d'oxygène par les réactions d'oxydation. La diffusion moléculaire avec/ou sans consommation de l'oxygène est décrite par les lois de Fick modifiées présentées ci-dessous.

## **2.2.1 Diffusion moléculaire de l'oxygène**

### **2.2.1.1 Lois de Fick**

La diffusion de gaz dans les sols et dans d'autres milieux poreux a été le sujet de différentes études à travers les années (e.g. Currie, 1960a, 1960b, 1961; Lai et al., 1976; Pritchard et Currie, 1982; Reible et Shair, 1982; Troeh et al., 1982; Jellick et Schnabel, 1986; Rolston, 1986; Collin et Rasmuson, 1988; Aachib et al., 1993; Yanful, 1993; Reardon et Moddle, 1985; Aubertin et al., 1995, 1999b; Aachib, 1997; Mackay et al., 1997; Mbonimpa et al., 2003). Pour le cas d'une condition unidimensionnelle, le flux diffusif d'oxygène  $F(z,t)$  à travers des phases aqueuse et gazeuse des matériaux poreux partiellement saturés ayant une texture relativement fine est

quantifié par la première loi de Fick qui s'écrit comme (Aubertin et al., 1999b, 2000; Mbonimpa et al., 2002a, 2002b, 2003; Aachib et al., 2004):

$$F(z,t) = -\theta_{eq} D^* \frac{\partial C(z,t)}{\partial z} = -D_e \frac{\partial C(z,t)}{\partial z} \quad [2.17]$$

où  $F(z,t)$  représente la quantité d'oxygène qui diffuse par unité de surface [ $ML^{-2}T^{-1}$ ],  $\theta_{eq}$  est la teneur en air équivalente du milieu poreux,  $D^*$  et  $D_e$  sont respectivement les coefficient apparent et effectif de diffusion [ $L^2T^{-1}$ ] (avec  $D_e = \theta_{eq} D^*$ ),  $C(z,t)$  est la concentration en oxygène dans le gaz interstitiel qui diffuse [ $ML^{-3}$ ] au temps  $t$  [T] et à la position  $z$  [L].

La teneur en air équivalente  $\theta_{eq}$  comprend la teneur en air  $\theta_a$  et la portion d'oxygène dissous dans l'eau interstitielle (à l'équilibre) composant la teneur en eau  $\theta_w$  (avec  $\theta_w = nS_r$  et  $\theta_a = n - \theta_w$ ), soit  $H\theta_w$ . On alors  $\theta_{eq} = \theta_a + H\theta_w$  (Aubertin et al., 2000), où  $H$  est la constante de solubilité relative d'oxygène dans l'eau (constante de la loi de Henry), déterminée par le rapport des concentrations à l'équilibre d'oxygène dans l'eau  $C_w$  et dans l'air  $C_a$  ( $H = C_w/C_a$ ). Ces concentrations, et par conséquent le coefficient  $H$ , sont influencés par la température et la pression (e.g. Renault et Stengel, 1994; Hillel, 1998; Mihelcic, 1998). Une valeur typique pour l'oxygène est  $H = 0,03$  à  $20^\circ C$ .

Parfois, la teneur en air  $\theta_a$  est utilisée seule pour déterminer le flux d'oxygène dans les sols non-saturés. La figure 2.6 montre comment varie le rapport  $\theta_{eq}/\theta_a$  en fonction du degré de saturation.

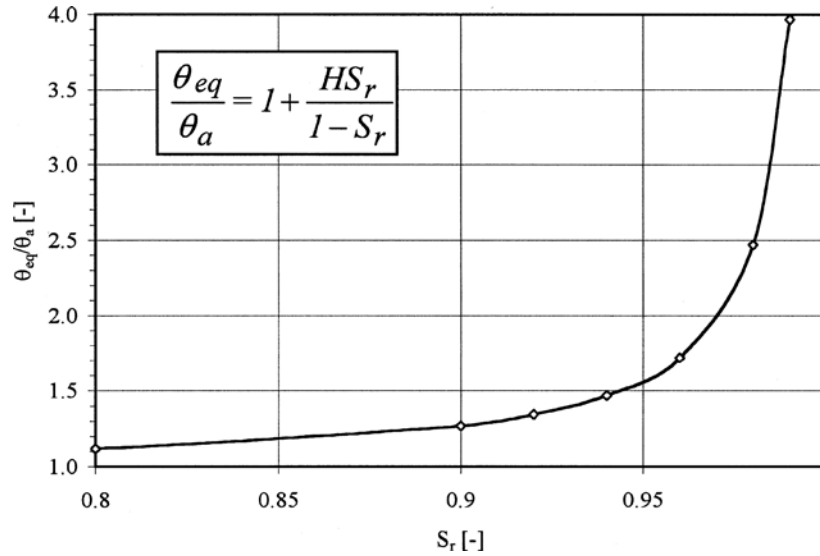


Figure 2.6: Illustration de l'importance de la diffusion du gaz dans la phase aqueuse en utilisant la relation entre le ratio  $\theta_{eq} / \theta_a$  et le degré de saturation  $S_r$  (tiré de Aachib et al., 2004).

Ce rapport ( $\theta_{eq}/\theta_a$ ) est particulièrement élevé lorsque le degré de saturation est au-dessus de 0,80. C'est pourquoi il faut considérer que la diffusion se fait aussi bien dans la phase aqueuse que dans la phase gazeuse des pores (Collin et Rasmuson, 1988; Aachib, 1997; Aubertin et al., 2000; Mbonimpa et al., 2003; Aachib et al., 2004), particulièrement lorsque la valeur de degré de saturation dépasse 80%.

Avec l'équation [2.17], l'évolution du flux dans l'espace et dans le temps est directement relié au degré de diffusion effectif du matériau  $D_e$ . Le paramètre  $D_e$  dépend du degré de saturation du matériau, de la porosité, et de la tortuosité (e.g. Collin et Rasmuson, 1988; Aachib et al., 1993, 2004; Aubertin et al., 1995, 2000). Dans un milieu poreux, la diffusion du gaz est beaucoup plus rapide dans l'espace de pores remplies d'air que dans un espace de pores remplies d'eau. En effet, l'occupation des pores par l'eau réduit la section directement disponible pour la diffusion libre du gaz. L'eau agit comme un obstacle, et le flux s'en trouve réduit. En pratique, le flux de diffusion d'un gaz dans un matériau poreux devient négligeable lorsque le degré de saturation est élevé, i.e. 85 % à 90 % et plus (Aubertin et al., 1995, 1999a, 1999b; Aachib et al., 2002).



Pour les conditions transitoires, la distribution de la concentration  $C(z,t)$  d'oxygène qui diffuse à travers un milieu non-saturé inerte est donnée par la 2<sup>e</sup> loi de Fick qui s'écrit comme suit en 1D :

$$\frac{\partial}{\partial t}(\theta_{eq} C) = \frac{\partial}{\partial z} \left( \theta_{eq} D^* \frac{\partial C}{\partial z} \right) = \frac{\partial}{\partial z} \left( D_e \frac{\partial C}{\partial z} \right) \quad [2.18]$$

Dans le cas où l'oxygène réagit avec le milieu poreux et où des interactions chimiques ou biologiques peuvent se produire, c'est le cas des résidus miniers qui contiennent des sulfures métalliques (Schackelford, 1991; Mbonimpa et al., 2000b, 2002b, 2003) ou des sols et déchets organiques (tels que les résidus de désencrage utilisés comme matériaux de recouvrement; e.g. Cabral et al., 2000; Aubertin and Mbonimpa 2001) une partie de l'oxygène qui passe à travers ces résidus est consommée. La diffusion accompagnée de cette consommation peut être décrite par la 2<sup>ème</sup> loi de Fick modifiée. Dans le cas d'une cinétique de 1<sup>er</sup> ordre, cette équation s'écrit comme suit (Aubertin et al., 2000; Mbonimpa et al., 2000a, 2002a, 2003) :

$$\frac{\partial}{\partial t}(\theta_{eq} C) = \frac{\partial}{\partial z} \left( D_e \frac{\partial C}{\partial z} \right) - K_r C = \frac{\partial}{\partial z} \left( \theta_{eq} D^* \frac{\partial C}{\partial z} \right) - \theta_{eq} K_r^* C \quad [2.19]$$

où  $K_r$  [ $MM^{-1}T^{-1}$ ] est le coefficient du taux de réaction et  $K_r^*$  le coefficient apparent du taux de réaction [ $MM^{-1}T^{-1}$ ] (avec  $K_r = \theta_{eq} K_r^*$ ).

Pour une simplification des calculs, les estimations du flux à l'aide des lois de Fick considèrent les deux paramètres  $\theta_{eq}$  et  $D_e$  indépendants du temps  $t$  et de la profondeur  $z$  pour une couche donnée. L'équation [2.19] devient donc :

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D^* \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - K_r^* C \quad [2.20]$$

Pour des conditions initiales et frontières simples, l'équation [2.20] admet des solutions analytiques. Dans le cas des conditions limites complexes, il faut recourir à des solutions numériques. Toute solution requiert néanmoins l'évaluation préalable du coefficient de diffusion apparent  $D^*$  (ou  $D_e$ ) et du coefficient du taux de réaction apparent  $K_r^*$  (ou  $K_r$ ). Les méthodes de mesure et de prédiction de  $D_e$  et  $K_r$  sont présentées ci-dessous.

### 2.2.1.2 Mesures de $D_e$ et de $K_r$

Les coefficient de diffusion effectif  $D_e$  et le coefficient du taux de réactivité  $K_r$  d'un matériau réactif peuvent être déterminés par des méthodes directes au laboratoire (Aubertin et al., 2000; Mbonimpa et al., 2002a, 2003; Gosselin, 2007; Gosselin et al., 2007a, 2007b) et *in-situ* (Mbonimpa et al., 2002a, 2002b; Bussière et al., 2002b; Mbonimpa et al., 2011). Le dispositif expérimental (montré à la figure 2.7), initialement destiné à évaluer le coefficient de diffusion de matériaux inertes en laboratoire (Aubertin et al., 1995, 1999a, 2000; Aachib, 1997), a été modifié afin de permettre une détermination simultanée de deux paramètres clés ( $D_e$  et  $K_r$ ) de matériaux réactifs à l'oxygène (Aubertin et al., 2000; Mbonimpa et al., 2003).

Une couche de matériau réactif (environ 5 cm d'épaisseur) est déposée sur une couche de sable sec dans une cellule, en laissant un réservoir en-dessous et au-dessus de l'échantillon à tester. Ce matériel est ramené par la suite à la porosité et au degré de saturation désirés en le compactant manuellement. La couche de matériel grossier d'à peu près 3 cm d'épaisseur demeure quasiment sèche et évite la désaturation de la couche fine par effets de barrière capillaire. Cette couche de sable à une faible influence sur le flux d'oxygène. Les différences négligeables obtenues entre les teneurs en eau mesurés dans ce sable avant et après les essais ont confirmé l'efficacité de cette pratique pour éviter la perte d'humidité par les matériaux à grains fins.

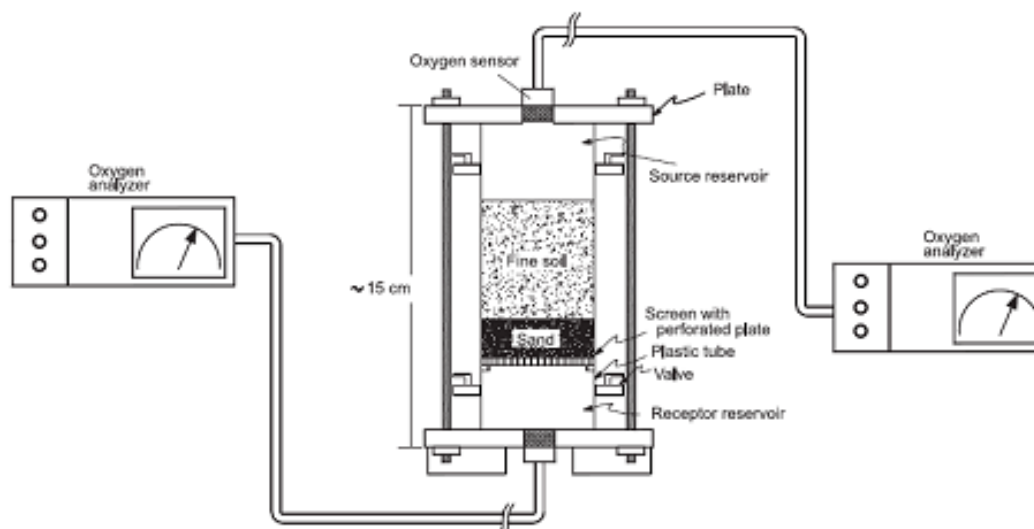


Figure 2.7: Représentation schématique d'une cellule de diffusion à deux réservoirs utilisée pour l'évaluation des paramètres  $D_e$  et  $K_r$  (tiré de Mbonimpa et al., 2003).

Au début de l'essai, la cellule est entièrement purgée avec de l'azote humidifié jusqu'à ce que la concentration d'oxygène de la cellule entière se stabilise à zéro (on suppose qu'aucune quantité d'oxygène ne demeure prise au piège dans l'échantillon). Le réservoir source (du haut) est ensuite ouvert brièvement pour atteindre la concentration atmosphérique (20,9%, ou  $9,3 \text{ mole/m}^3$ , ou  $280 \text{ mg/L}$ ). Une fois la cellule refermée, l'oxygène migre par diffusion, du réservoir source au réservoir récepteur (initialement vide de tout l' $O_2$ ) par le gradient de concentration. L'évolution temporelle de concentration d'oxygène dans les deux réservoirs est mesurée avec des senseurs d'oxygène fixés aux couvercles des réservoirs. Chaque détecteur préalablement calibré avant chaque usage est connecté à un lecteur d'oxygène. L'évolution de la concentration mesurée et le bilan de masse sont utilisés pour déterminer  $D^*$  et  $K_r^*$  (ou  $D_e$  et  $K_r$ ) de façon numérique.

Pour ces conditions expérimentales, des solutions numériques calculées avec POLLUTEv6 (Rowe et al., 1994), VADOSE/W ou CTRAN/W (GEO-SLOPE Int. 2007) permettent un calcul de la concentration d'oxygène dans les deux réservoirs pour des valeurs données de  $D^*$  and  $K_r^*$ . Les valeurs des paramètres réels du matériel testé sont obtenues itérativement par une comparaison entre les courbes mesurées et les courbes calculées des concentrations d'oxygène versus temps. La sélection des valeurs de  $D^*$  et  $K_r^*$  qui permettent le meilleur ajustement aux

données expérimentales suit une analyse de sensibilité. D'une façon générale, l'interprétation donne un ensemble unique des valeurs de  $D^*$  et  $K_r^*$ . Pour la procédure d'ajustement, les valeurs initiales de  $D^*$  et  $K_r^*$  sont obtenues en utilisant les modèles décrits à la section 2.2.1.3.

Gosselin (2005, 2007) a développé un procédé spécialement destiné à étudier l'influence du degré de saturation sur le coefficient du taux de réactivité  $K_r$  des résidus sulfureux. Les essais de consommation d'oxygène ont été effectués dans des cellules à chambre unique (voir Figure 2.8), dans lequel une couche mince de résidus a été placée à divers degrés de saturation (voir aussi Gosselin et al., 2007a). Les résultats sont aussi interprétés de façon numérique comme décrit ci-dessus.

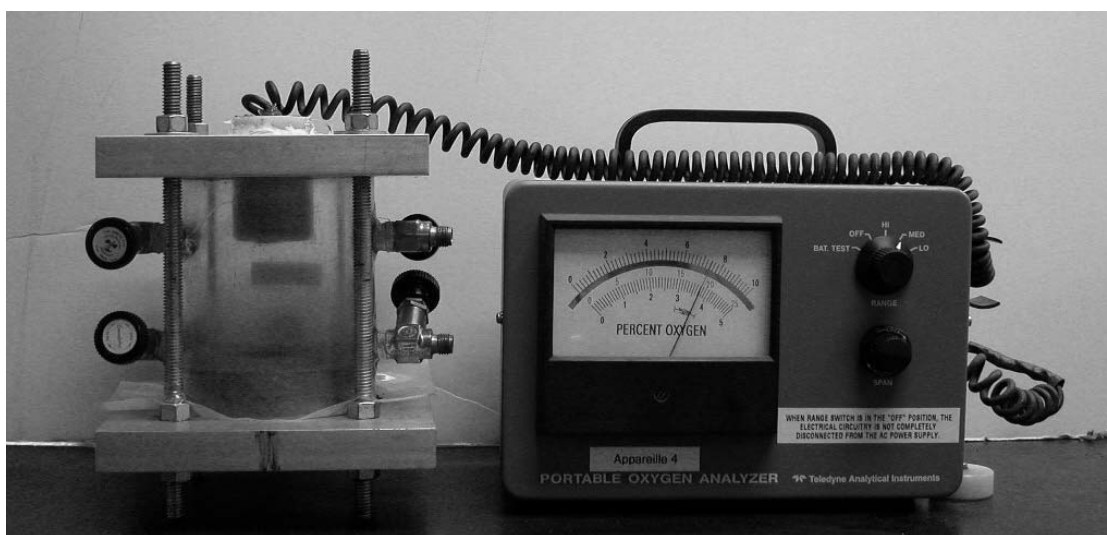


Figure 2.8: Dispositif de mesure de consommation d'oxygène à un réservoir utilisée pour déterminer le taux de réactivité des résidus (tiré de Gosselin, 2005)

### 2.2.1.3 Prédiction des coefficients $D_e$ et $K_r$

Au cours des années, plusieurs recherches ont été réalisées pour évaluer le coefficient de diffusion effectif  $D_e$  dans des échantillons représentatifs des milieux poreux sous des conditions contrôlées au laboratoire (Reible and Shair 1982; Shakelford 1991; Tremblay 1995; Aubertin et al., 1995, 1999a, 2000; Aachib et al., 2002, 2004; Mbonimpa et al., 2000a; Gosselin et al., 2007b)

ou *in-situ* dans la zone vadose (e.g. Jellick et Schnabel, 1986; Rolston et al., 1991; Hers et al., 2000; Mbonimpa et al., 2002b). Les expériences ont prouvé que le coefficient de diffusion effectif  $D_e$  change avec le degré de saturation  $S_r$  (ou la teneur en eau  $\theta_w$ ) et avec la porosité du milieu poreux  $n$ . En effet,  $D_e$  baisse avec l'augmentation du degré de saturation et atteint une valeur minimale à la saturation complète du sol (voir Figure 2-8). Des modèles prédictifs empiriques et semi-empiriques ont alors été proposés pour une première évaluation de  $D_e$ , que l'on peut utiliser au cours des phases préliminaires d'un projet. Certains modèles prédictifs utilisent la teneur en air  $\theta_a$  comme la seule composante de porosité (e.g. Penman, 1940; Marshall, 1959; Currie, 1961; Van Brakel et Heertjes, 1974; Troeh et al., 1980; Sallam et al., 1984; Reardon et Moddle, 1985; Jin et Jury, 1996). Ces modèles ne considèrent pas la diffusion d'oxygène à travers la phase aqueuse et aboutissent à une valeur de diffusion effective nulle pour un milieu saturé, ce qui est contraire aux résultats mesurés. Collin (1987) a voulu surmonter cette limitation des modèles à phase singulière en modifiant le modèle de Millington et Shearer (1971) où elle a considéré la diffusion de l'oxygène dans les deux phases aqueuse et gazeuse dans un milieu non-saturé (voir aussi Collin et Rasmuson, 1988). Sur la base de ce dernier modèle, Aubertin et al. (1999b, 2000), Mbonimpa et al. (2003) et Aachib et al. (2004) proposent le modèle suivant qui considère la diffusion de l'oxygène dans les deux milieux eau-air simultanément :

$$D_e = \frac{1}{n^2} (D_a^0 \theta_a^{p_a} + H D_w^0 \theta_w^{p_w}) \quad [2.21]$$

Où  $D_a^0$  et  $D_w^0$  représentent respectivement les coefficients de diffusion de l'oxygène dans l'air et dans l'eau, lorsque ces milieux sont considérés comme homogènes et libres sans obstacle. À 20°C, on a  $D_a^0 = 1,8 \times 10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$  et  $D_w^0 = 2,5 \times 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$ . Le coefficient de diffusion libre de l'oxygène est environ de quatre ordres de grandeur plus élevé dans l'air que dans l'eau. Les exposants  $p_a$  et  $p_w$  sont liés à la tortuosité du parcours dans l'air et dans l'eau autour des grains; ils sont définis par les équations suivantes (Aachib et al., 2004):

$$p_a = 1.201\theta_a^3 - 1.515\theta_a^2 + 0.987\theta_a + 3.119 \quad [2.22a]$$

$$p_w = 1.201\theta_w^3 - 1.515\theta_w^2 + 0.987\theta_w + 3.119 \quad [2.22b]$$

La figure 2.9 illustre une comparaison des résultats d'essai de laboratoire réalisés par Aubertin et al. (1999b, 2000) et Aachib et al. (2002) avec les valeurs prédites à partir de l'équation [2.21]. Le modèle Aachib et al. (2004) donne une bonne estimation de coefficient de diffusion effectif  $D_e$  mesuré au laboratoire. La courbe  $D_e$  versus  $S_r$  associée à une porosité  $n = 0,4$  montre une grande sensibilité du paramètre  $D_e$  avec le degré de saturation, notamment lorsque le sol devient quasiment saturé.

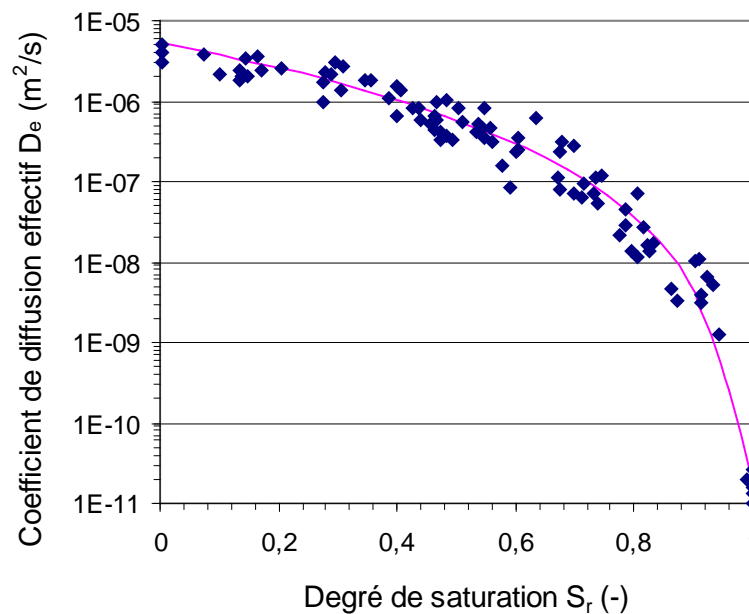


Figure 2.9: Comparaison des mesures en laboratoire (points) et la relation semi-empirique (ligne) selon Aachib et al. (2004) pour  $n = 0,4$ .

Malgré les nombreuses années de recherche, les paramètres qui contrôlent les processus d'oxydation des minéraux sulfureux (particulièrement la pyrite) et leurs évolutions demeurent encore mal identifiés. D'après Lowson (1982), Evangelou (1995), Nicholson et al. (1989b) et Rimstidt et Vaughan (2003), le taux d'oxydation de la pyrite est largement influencé à la fois par la granulométrie (la surface spécifique) ainsi que la nature de la pyrite en termes des propriétés minéralogique et électrochimique. La réaction d'oxydation est également reliée à l'hétérogénéité chimique superficielle des sulfures (présence de phases oxydées), au degré de saturation en phase liquide, à la concentration en  $\text{Fe}^{3+}$  et à la concentration en  $\text{O}_2$ , au pH de la solution (ions  $\text{H}^+$ ), à la température et à la présence de certaines bactéries (Mills, 1999; Nordstrom et Alpers, 1999; Mermillod-Blondin, 2005).

Les deux modèles les plus pertinents afin de prédire la réactivité  $K_r$  sont celui du noyau réactif, ou « reaction core », « shrinking core » (Cathles et Schlitt, 1980; Panthelis et Ritchie, 1991; Lefebvre, 1994) et le modèle de Collin (1987, 1998). Dans ce qui suit, seul ce dernier modèle est présenté. Pour une estimation du coefficient du taux de la réactivité  $K_r$  Collin (1987, 1998) a proposé un modèle simple, basé sur les vitesses de surface, où le taux varie linéairement avec la teneur des sulfures (Mbonimpa et al., 2002a, 2003). Cette approche s'exprime en fonction de la porosité totale et la surface spécifique des grains et elle a été utilisée dans les travaux de modélisation des taux de réaction de sulfures réalisés par Scharer et al. (1993), Ritchie (1994), Paktunc (1999) et Gosselin (2007). Lorsque la surface spécifique des grains est exprimée en termes de diamètre équivalent  $D_H$  (Aubertin et al., 1998), le modèle de Collin (1987) est donné par l'équation suivante (Mbonimpa et al., 2003):

$$K_r = K' \frac{6}{D_H} (1 - n) C_p \quad [2.23]$$

où  $K_r$  est le coefficient du taux de réaction;  $K'$  est la réaction intrinsèque de la pyrite avec l'oxygène ( $K' = 5 \times 10^{-10} \text{ m}^3 \text{ O}_2/\text{m}^2 \text{ pyrite/s}$  ou  $3 \times 10^{-4} \text{ m}^3 \text{ O}_2/\text{m}^2 \text{ pyrite/jr}$  ou  $5,8 \times 10^{-3} \text{ m}^3 \text{ O}_2/\text{m}^2 \text{ pyrite/yr}$ );  $C_p$  est la quantité de pyrite contenu dans le matériau sec (kg/kg). La valeur de  $D_H$  est

estimée ici à l'aide d'une relation entre les paramètres de la courbe granulométrique (Aubertin et al., 1998; Mbonimpa et al., 2000a, 2002a, 2003).

$$D_H = [1 + 1.17 \log(C_U)] D_{10} \quad [2.24]$$

où  $D_{10}$  [L] est le diamètre correspondant à 10% de passant sur la courbe granulométrique,  $C_U$  [-] est le coefficient d'uniformité ( $C_U = D_{60}/D_{10}$  où  $D_{60}$  [L] est le diamètre correspondant à 60% de passant sur la courbe granulométrique).

Les données disponibles sur les analyses granulométriques d'une variété de rejets de concentrateur issus de roches dures montrent les plages suivantes pour  $D_{10}$  et  $C_U$  (Bussière et al., 2007) :  $1 \times 10^{-6} \text{ m} \leq D_{10} \leq 5 \times 10^{-6} \text{ m}$  et que  $8 \leq C_U \leq 18$ . On peut en déduire que la plage de  $D_H$  correspondante, soit  $2 \times 10^{-6} \text{ m} \leq D_H \leq 1 \times 10^{-5} \text{ m}$ . La figure 2.10 montre la variation des valeurs  $K_r$  estimées à l'aide du modèle de Collin (1987) en fonction de la teneur en pyrite pour différentes valeurs de  $D_H$  représentatives de la granulométrie des rejets, lorsqu'une porosité moyenne  $n$  autour de 0,44 est considérée. Dans cette figure, des teneurs en pyrite variant de 0,1% à 100% sont considérées. Les résidus peuvent contenir des teneurs en pyrite relativement très variables. On peut par exemple citer les résidus des sites Manitou avec  $C_p \approx 7\%$ , Bulyanlulu avec  $C_p \approx 12\%$ , et Louvicourt avec  $C_p \approx 38\%$  (Gosselin, 2007) et les résidus du site Don Rouyn avec  $C_p \approx 85\%$  (Mbonimpa et al., 2008a).

Le modèle de Collin ne permet pas de tenir compte de la teneur en eau (ou du degré de saturation) des résidus. Gosselin (2007) a essayé de modifier le modèle pour intégrer ce paramètre. Selon les résultats expérimentaux de Gosselin (2007),  $K_r$  augmente à partir de 0 et atteint un plateau à  $S_r \approx 20\%$ . Ce plateau s'étend jusqu'à  $S_r$  autour de 80%. Au-delà de 80%, la réactivité semble baisser ou rester constante selon les résidus.



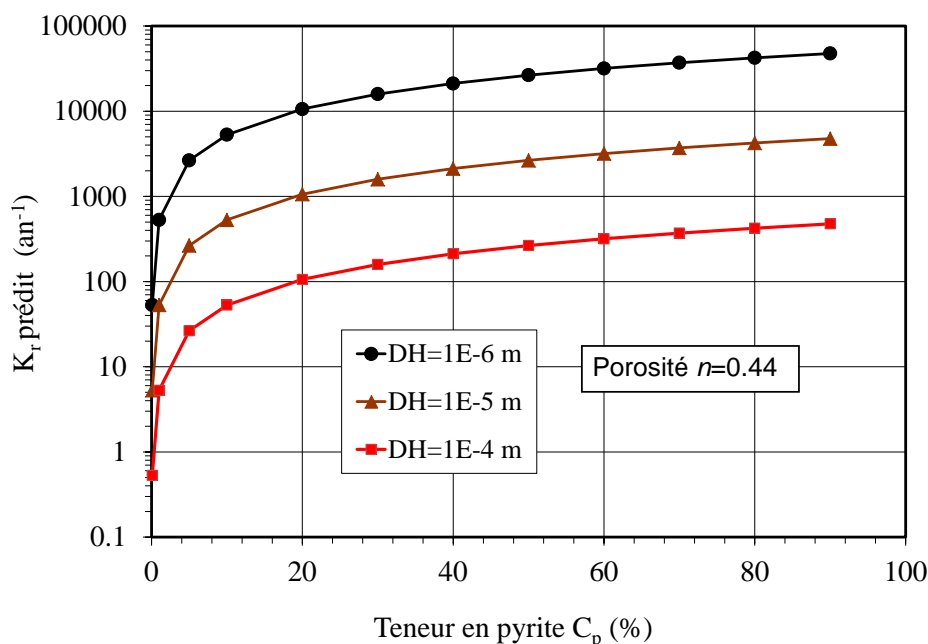


Figure 2.10: Variation du coefficient du taux de réactivité  $K_r$  (éq. [2.23]) avec de la teneur en pyrite pour différentes valeurs de  $D_H$  (tiré de Mermillod-Blondin et al., 2005).

## 2.2.2 Évaluation du flux d'oxygène

L'efficacité d'un système de recouvrement peut être évaluée à partir d'une comparaison des quantités d'oxygène entrant la surface des résidus réactifs avant et après la mise en place du recouvrement (Nicholson et al., 1989a; Aubertin et al., 1999a, 1999b; Mbonimpa et al., 2003). La quantification de ces flux d'oxygène peut être estimée par des solutions analytiques, par des méthodes expérimentales ou par des méthodes numériques.

### 2.2.2.1 Solutions analytiques

Des solutions analytiques ont été développées par Mbonimpa et al. (2003) pour résoudre les équations de Fick (équations [2.17], [2.18] et [2.20]) en régimes permanent et transitoire et ainsi évaluer les flux d'oxygène à la base d'une CEBC construite de matériaux inertes ou réactifs (non générateurs du DMA) et à la surface des résidus non couverts. Il a été démontré que l'influence des couches de drainage et de bris de succion sur le flux peut être négligée et que seule la couche de rétention d'eau (d'épaisseur  $L$ ) joue le rôle de barrière à l'oxygène (Mbonimpa et al., 2003). Lorsque les résidus sous la CEBC sont assez réactifs, la concentration d'oxygène sous la

couverture est très basse ( $C_L \approx 0$ ) en raison de sa consommation rapide par les résidus réactifs. Dans le cas d'une CEBC exposée à la concentration  $C_0$  de l'atmosphère, le flux  $F(z = L, t > 0)$  à la base de la couche de rétention d'eau inerte ( $z = L$ ;  $C_L = 0$ , où  $C_L$  est la concentration d'oxygène à la profondeur  $z = L$ ) est donné par (Mbonimpa et al., 2003):

$$F(z = L, t > 0) = F_{s,L} + 2F_{s,L} \sum_{i=1}^{\infty} (-1)^i \exp\left(-\frac{i^2 \pi^2}{L^2} D^* t\right) \quad [2.25]$$

où

$$F_{s,L} = \frac{C_0 D_e}{L} \quad [2.26]$$

Dans l'équation [2.25],  $F_{s,L}$  représente le flux d'oxygène à la base de la couche de rétention d'eau, sous des conditions stationnaires (pour  $C_L = 0$ ). Pour une CEBC construite de matériaux réactifs (mais non générateurs de DMA) avec un coefficient de diffusion apparent  $D^*$  et un coefficient du taux de réactivité apparent  $K_r^*$ , le flux à la base de la couche ( $z = L$ ) peut être calculé par l'équation suivante (Mbonimpa et al. 2003) :

$$F(z = L, t > 0) = F_{s,L} + 2K_r^* F_{s,L} \sum_{i=1}^{\infty} \left( \frac{(-1)^i}{\frac{i^2 \pi^2 D^*}{L^2} + K_r^*} \right) + 2F_{s,L} \sum_{i=1}^{\infty} (-1)^i \exp\left[-\left(\frac{i^2 \pi^2 D^*}{L^2} + K_r^*\right)t\right] -$$

$$- 2K_r^* F_{s,L} \sum_{i=1}^{\infty} \left[ \frac{(-1)^i}{\frac{i^2 \pi^2 D^*}{L^2} + K_r^*} \right] \exp\left[-\left(\frac{i^2 \pi^2 D^*}{L^2} + K_r^*\right)t\right] \quad [2.27]$$

Après un moment suffisamment long ( $t \rightarrow \infty$ ), une condition d'état permanent peut être atteinte. Le flux stationnaire correspondant  $F_{sR,L}$  arrivant aux résidus réactifs sous la barrière à l'oxygène est alors donné par :

$$F_{sR,L} = F_{s,L} + 2K_r^* F_{s,L} \sum_{i=1}^{\infty} \left[ \frac{(-1)^i}{\frac{i^2 \pi^2 D^*}{L^2} + K_r^*} \right] \quad [2.28]$$

Les équations [2.25] et [2.26] (pour  $K_r^*=0$ ) sont des cas particuliers des expressions plus générales (Équations [2.27] and [2.28]) développé pour le  $K_r^* \geq 0$ .

Les équations [2.27] et [2.28] donnent le flux d'oxygène arrivant à la base de la CEBC ( $z = L$ ). Il peut aussi être utile d'évaluer dans certaines situations les flux  $F$  entrant dans la couverture (pour  $z=0$ ) (Bussière et al., 2003c). L'expression servant à calculer le flux entrant à la surface est développée de la même manière que l'équation [2.27]. L'équation suivante est alors obtenue (Mbonimpa et al., 2003):

$$F(z=0, t > 0) = F_{s,L} + 2K_r^* F_{s,L} \sum_{i=1}^{\infty} \left( \frac{(-1)^i}{\frac{i^2 \pi^2 D^*}{L^2} + K_r^*} \right) + 2F_{s,L} \sum_{i=1}^{\infty} (-1)^i \exp \left[ - \left( \frac{i^2 \pi^2 D^*}{L^2} + K_r^* \right) t \right] \\ - 2K_r^* F_{s,L} \sum_{i=1}^{\infty} \left[ \frac{(-1)^i}{\frac{i^2 \pi^2 D^*}{L^2} + K_r^*} \right] \exp \left[ - \left( \frac{i^2 \pi^2 D^*}{L^2} + K_r^* \right) t \right] \quad [2.29]$$

De l'équation [2.29], le flux de l'état d'équilibre  $F_{sR,0}$  peut être estimé comme suit:

$$F_{sR,0} = F_{s,L} + 2K_r^* F_{s,L} \sum_{i=1}^{\infty} \left( \frac{1}{\frac{i^2 \pi^2 D^*}{L^2} + K_r^*} \right) \quad [2.30]$$

Dans le cas de matériaux réactifs, l'état stationnaire du flux entrant et sortant de la couche barrière sont différents (comparer les équations [2.28] et [2.30]) en raison de la consommation d'oxygène. Pour les matériaux non réactifs ( $K_r^* = 0$ ), les flux stationnaires en haut et en bas sont les mêmes.

Dans le cas des résidus exposés à l'atmosphère, l'évolution temporelle du flux entrant  $F_0$  est utilisée pour calculer la quantité totale d'oxygène consommée par les résidus. L'évaluation de  $F_0$  peut être obtenue avec l'équation [2.28], à condition de connaître la profondeur  $L$  à laquelle  $C_L=0$ . Une relation permettant d'estimer cette profondeur de pénétration de l'oxygène est présentée par Mbonimpa et al. (2003).

Le flux stationnaire entrant dans les résidus exposés à l'atmosphère peut aussi être estimée selon une approche basée sur la condition d'état stationnaire ( $\delta C/\delta t=0$ ), tout en considérant les conditions frontières et les conditions initiales suivantes :  $C(z=0, t>0)=C_0$ ,  $C(z=\infty, t>0)=C_\infty=0$ , et  $C(z>0, t=0)=0$  (e.g., Nicholson et al., 1989a; Elberling et al., 1994; Cabral et al., 2000). Le profil de concentration d'oxygène à un moment donné  $t$ , est alors donné par la deuxième loi de Fick (Mbonimpa et al., 2003; Gosselin et al., 2007a) :

$$C(z, t) = C_0 \exp\left(-z \sqrt{\frac{K_r^*}{D^*}}\right) = C_0 \exp\left(-z \sqrt{\frac{K_r}{D_e}}\right) \quad [2.31]$$

où  $D^*$  et  $K_r^*$  sont associés aux paramètres des résidus réactifs.

Le flux stationnaire à une profondeur  $z$  entrant est donné par l'expression suivante (dérivée de la 1<sup>ère</sup> loi de Fick) :

$$F_{s,0}(z) = \theta_{eq} \sqrt{D^* K_r^*} C(Z) = \sqrt{D_e} K_r C(z) \quad [2.32]$$

Le flux entrant la surface de ces résidus exposés à l'air à l'état stationnaire est alors donné par l'expression suivante :

$$F(z=0) = \theta_{eq} \sqrt{D^* K_r^*} = C_0 \sqrt{D_e K_r} \quad [2.33]$$

### 2.2.2.2 Méthodes expérimentales

Outre les solutions analytiques développées dans la section 2.2.2.1, l'estimation du flux d'oxygène dans les milieux poreux peut être réalisée par des procédures expérimentales, tant au laboratoire que *in-situ*. Les principales procédures sont au nombre de trois. La première est la méthode de gradient de concentration d'oxygène. Elle a été présentée par Yanful (1993), Elberling et al. (1994) et Li et al. (2000). Elle consiste à appliquer la première loi de Fick (équation [2.17]) lorsque  $D_e$  et les concentrations en oxygène entre deux profondeurs sont connus. La mesure des concentrations d'oxygène fera l'objet de la section 2.3.

La deuxième méthode expérimentale d'estimation du flux d'oxygène, dite méthode de consommation d'oxygène, consiste à insérer un cylindre dans les résidus mesurer la décroissance de la concentration d'oxygène dans un réservoir fermé équipé d'une sonde d'oxygène. Ce réservoir est laissé au sommet d'un cylindre inséré dans les résidus miniers. C'est une procédure développée par Elberling et al. (1994) et Elberling et Nicholson (1996), applicable en régime permanent, pour les recouvrements et les matériaux réactifs. Cette méthode de consommation est basée sur la deuxième loi de Fick (équation [2.18]) (e.g. Nicholson et al., 1989b; Yanful et al., 1999), qui est résolue avec les conditions frontières suivantes :  $C(z=0, t>0)=C_0$ ,  $C(z=\infty, t>0)=C_\infty$ .

$t > 0$ ) =  $C_{\infty} = 0$ , et  $C(z > 0, t = 0) = 0$ , et  $\delta C / \delta t = 0$ . Les solutions analytiques développées pour ces conditions sont supposées être valables pour des essais de courte durée (moins de 3 heures). Plusieurs travaux ont montré que des essais de longue durée, dont les résultats sont interprétés en utilisant des modélisations numériques, sont plus représentatifs (Aubertin et al., 2000; Mbonimpa et al., 2000b, 2002a; Bussière et al., 2002b; Martin et al., 2006; Gosselin, 2007; Mbonimpa et al., 2011). Mbonimpa et al. (2011) ont montré que l'interprétation analytique selon l'approche Elberling et al. (1994) peut, dans certaines conditions du site, sous-estimer les flux d'oxygène. C'est particulièrement le cas lorsque le degré de saturation n'est pas proche de la saturation ( $S_r < 100\%$ ).

La troisième méthode d'estimation du flux consiste à utiliser la quantité de sulfates produits dans le temps pour recalculer le flux d'oxygène (Elberling et al., 1994; David et Nicholson, 1995; Bussière et al., 2004). En effet, selon l'équation d'oxydation de la pyrite [1.1] (en supposant la pyrite comme seul sulfure), le taux de production de sulfates peut être utilisé pour calculer le taux d'oxydation par la stoechiométrie de la réaction (Bennett et al., 1999). En terme molaire, la réaction de 1,75 mole d' $O_2$  produit 1 mole de  $SO_4^{2-}$ . La méthode des sulfates fournit un flux d'oxygène moyen pour une période de temps entre deux collectes d'effluent. Elle s'applique donc au régime de la période de mesure, soit transitoire ou permanent, pour des essais de laboratoire (Bennett et al., 1999; Hollings et al., 2001; Bussière et al., 2004) que pour des mesures sur le terrain (Bennett et al., 1999). Cependant, elle est recommandée uniquement pour un drainage plutôt neutre ( $pH > 5$ ) où l'oxygène est le seul agent d'oxydation.

### 2.2.2.3 Solutions numériques

Les écoulements de gaz en milieux non-saturés sont décrits par des équations différentielles, non linéaires. En général, des codes numériques sont utilisés pour résoudre ces équations. Pour ce projet, deux codes numériques sont utilisés : POLLUTE (Rowe et al., 1994) et VADOSE/W (GEO-SLOPE Intern, 2007).

### - **Code POLLUTE**

Le code numérique POLLUTE (Rowe et al., 1994) a été initialement développé pour la modélisation en une dimension du transport de contaminants en milieux poreux saturés tel un site d'entreposage de déchets,. Les équations décrivant ces mécanismes sont présentées par Rowe et Booker. (1985). La diffusion moléculaire et la dispersion mécanique du contaminant sont décrites par un coefficient de dispersion hydrodynamique  $D$ .

POLLUTE a été ensuite adapté pour la diffusion gazeuse en milieu non-saturé (Aachib, 1997; Aubertin et al., 1995,1999b, 2000). Le paramètre de porosité  $n$  a été remplacée par la teneur en air équivalente  $\theta_{eq}$  et le coefficient de dispersion hydrodynamique  $D$  par le coefficient de diffusion  $D^*$  (où  $D^*=D_e/\theta_{eq}$ ) (Aubertin et al., 1999b, 2000).. Ce logiciel résout les lois de Fick en tenant compte de la réactivité chimique du matériau exprimé par le paramètre  $t^*_{1/2}$ . Le temps  $t^*_{1/2}$  est défini comme suit (Mbonimpa et al., 2002a):

$$t^*_{1/2} = \frac{\ln 2}{K_r^*} = \theta_{eq} \frac{\ln 2}{K_r} \quad [2.34]$$

POLLUTE est un logiciel simple à utiliser qui a été employé avec succès pour la recherche (Tremblay, 1995; Aachib, 1997; Yanful et al., 1999; Mbonimpa et al., 2002b, 2003; Renken et al., 2005; Dagenais, 2005; Gosselin, 2005, 2007; Martin et al., 2006; Mbonimpa et al., 2011). Ce logiciel sera utilisé plus tard pour l'interprétation des essais de laboratoire.

### - **Code VADOSE/W 2007**

Le programme commercial VADOSE/W est utilisé pour simuler mathématiquement, à l'aide de la méthode des éléments finis (MEF), le processus physique réel des écoulements des fluides à travers un milieu particulier à géométrie complexe. La méthode MEF fournit un calcul numérique du comportement d'objets même très complexes, à condition qu'ils soient continus et qu'ils soient exprimés par une équation aux dérivées partielles linéaires. Ces équations sont transformées en

équations algébriques pouvant être résolues à l'aide de méthodes numériques (Dhatt et Touzot, 1981). Généralement, des méthodes itératives comme celle de Picard et Newton-Raphson sont utilisées pour accomplir cette tâche (Paniconi et al., 1991). Une explication plus approfondie de cette méthode et son utilisation pour résoudre des problèmes hydrogéologiques en milieux saturé et non-saturé est donnée par Bathe (1982); Segerlind (1984); Zienkiewicz et Taylor (1991); Bussière (1999) et Fala (2002).

Le code numérique VADOSE/W (Version 7.15; GEO-SLOPE International, 2007) inclut les éléments du logiciel Soil-Cover (Wilson, 1990; Wilson et al., 1994). Il permet de simuler le transfert de chaleur, les interactions sol-atmosphère, ainsi que la diffusion et consommation de l'oxygène dans les milieux poreux. Le coefficient de diffusion effectif des matériaux  $D_e$  est défini par la méthode de Collin et Rasmuson (1988) intégré dans VADOSE/W et leur taux de réactivité s'exprime avec un temps de demi-vie apparent  $t_{1/2}^*$  (voir éq. [2.34]). Des modifications ont été apportées dans les versions récentes de VADOSE/W pour exprimer la réactivité des résidus en termes du coefficient effectif  $K_r$  et du temps de demi-vie  $t_{1/2}$  correspondant ( $t_{1/2} = \ln 2 / K_r$ ).

La migration de l'oxygène est obtenue par la résolution des équations différentielles [2.17] et [2.19] dérivant des 1<sup>ère</sup> et 2<sup>ème</sup> lois de Fick, tout en prenant en considération les paramètres indiqués ci-dessous :

- Géométrie du modèle : Système monocouche ou multicouches déposé sur des rejets miniers réactifs;
- Propriétés des sols : Types des sols et les fonctions hydrogéologiques associées : courbe de rétention d'eau et fonction de la conductivité hydraulique;
- Conditions initiales et frontières imposées: pression interstitielle contrôlée par des conditions climatiques;
- Maillage.

VADOSE/W peut analyser le problème en régime transitoire (fonction du temps) ou en régime permanent (système à l'équilibre) selon les paramètres indiqués et la version disponible. Il peut



traiter les données pour des cas unidimensionnels ou bidimensionnels (e.g. GEO-SLOPE International, 2005). Dans ce projet, VADOSE/W est appliqué pour une simulation numérique prédictive des écoulements d'eau et de gaz à travers un système de recouvrement mis en place sur le parc à résidus LTA, soumis à des changements climatiques. Afin de valider une telle simulation, des comparaisons entre les résultats numériques et les données du terrain (concentration d'oxygène et teneur en eau volumique) sont réalisées. Les caractéristiques principales du code VADOSE/W sont résumées dans le tableau 2.1.

Tableau 2.1: Résumé des principales caractéristiques de VADOSE/W (adapté de GEO-SLOPE Int., 2005 et Gosselin (2007)).

Type d'éléments	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Quadrilatère avec ou sans nœuds secondaires (intégration d'ordre 9 ou 4)</li> <li>• Triangulaire avec ou sans nœuds secondaires (intégration d'ordre 3 ou 1)</li> </ul>
Fonctions d'interpolation	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Fonctions d'interpolation de Bathe (1982)</li> </ul>
Équation d'éléments finis	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Équation des résidus pondérés de Galerkin</li> </ul>
Intégration du temps	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Méthode des différences arrière</li> </ul>
Intégration numérique	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Intégration numérique de Gauss</li> </ul>
Méthode de résolution matricielle	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Résolution par itérations utilisant la méthode du double-gradient conjugué préconditionné</li> <li>• Méthode directe par élimination Gaussienne «Skyline» (factorisation LU en stockage profil)</li> </ul>
Convergence	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Norme Euclidienne du vecteur charge utilisée entre des itérations successives</li> </ul>

## **2.3 Mesures de la concentration en oxygène interstitiel in-situ**

### **2.3.1 Généralités**

Les méthodes de contrôle de la génération du DMA par exclusion de l'oxygène présentées brièvement dans la section 1.2.3 devraient faire l'objet d'études préliminaires au laboratoire (essais en colonnes) et à échelle intermédiaires (cellules expérimentales), avant leur évaluation à grande échelle. Des modélisations numériques peuvent aussi être mises à profit. Une fois le design final terminé et les recouvrements construits, un suivi continu permet de s'assurer de leur efficacité à court, moyen et long termes. Plusieurs travaux dans ce sens ont été jusqu'ici réalisés dans le cadre des travaux sur les recouvrements visant l'exclusion de l'oxygène.

Les recouvrements de type couverture à effets de barrière capillaire (CEBC), construits sur des parcs à résidus miniers en climats humides pour jouer le rôle de barrière à l'oxygène, ont souvent fait l'objet de suivi de performance en termes de comportement hydrique. A partir de cela, on peut indirectement évaluer leur efficacité à inhiber le flux d'oxygène et à limiter la génération de DMA (Bussière et al., 2002b, 2003c; Mbonimpa et al., 2003; Aubertin et al., 2002a). Très peu de travaux ont été réalisés pour évaluer directement l'efficacité en termes de migration de l'oxygène, en établissant des profils de concentrations d'oxygène qui peuvent être utilisés pour déterminer le flux par la méthode de gradient de concentration. Les différentes méthodes de mesure de l'oxygène interstitiel dans les milieux poreux, qui ont déjà été ou peuvent être appliquées en rapport avec la prévention du DMA, sont inventoriées et comparées dans ce qui suit. Plus précisément, les méthodes et instruments de mesure de profils de concentration d'oxygène au laboratoire et sur le terrain sont visés ici.

Au niveau du laboratoire, plusieurs essais en colonnes instrumentées ont été réalisés pour étudier la migration de l'oxygène dans les rejets miniers avec ou sans recouvrements. Les profils verticaux d'oxygène ont été mesurés directement par des senseurs d'oxygène électrochimiques (Elberling et al., 1994) ou optiques (Hecht et Kolling, 2002 ; Gosselin, 2007) installés le long des colonnes ou par échantillonnage de l'oxygène interstitiel suivi d'une analyse au

chromatographe en phase gazeuse (Yanful, 1993; Yanful et al., 1998; Demers, 2008). Plus de détails sont présentés dans Hamdi (2009).

Dans ce qui suit, on se limite aux techniques d'échantillonnage des gaz *in-situ* qui peuvent être classées en deux catégories : échantillonnage actif et passif. Dans les deux cas, les échantillons de gaz sont analysés immédiatement, ce qui suppose une mesure sur place ou la présence d'un laboratoire très près du site où les échantillons sont transportés dans des contenants étanches pour analyse.

### **2.3.2 Méthodes actives**

L'échantillonnage actif utilise des méthodes d'échantillonnage à vide pour prélever des gaz de sol et fournir l'environnement instantané du gaz à un moment particulier et à une profondeur spécifique. C'est une approche généralement utilisée pour un dépistage (screening) rapide des composés gazeux dans les sous-sols perméables, relativement poreux. Les différentes approches utilisées sont décrites ci-dessous.

#### **2.3.2.1 Méthode de fonçage direct (Direct Push) de l'échantillonneur**

Elberling et al. (1993) ont réalisé des échantillonnages des gaz de la zone vadose pour évaluer le flux d'oxygène sur un parc à résidus d'un site situé à Falconbridge Limited's East Mine, Ontario, Canada, par la méthode du gradient de concentration d'oxygène. Les zones étudiées contenaient des résidus composés de 25-35 wt% de pyrrhotite. Les principaux minéraux de la gangue étaient des silicates, y compris du quartz, muscovite, feldspaths et pyroxène. Les tailles des particules des résidus étaient de la dimension du sable fin à celle d'un silt.

La procédure adoptée pour mesurer le profil de concentration d'oxygène a été la suivante. Des tubes en acier inoxydable, de faible diamètre (3 mm) munis d'une baguette d'insertion solide avec un bout pointu reliée à un tuyau en plastique ont été enfoncés dans les résidus. Après avoir atteint les profondeurs désirées, les tubes ont été soulevés de quelques millimètres pour assurer l'entrée du gaz collecté par la suite. La figure 2.11 est un schéma explicatif du système d'échantillonnage du gaz, adapté de Geoprobe.com.

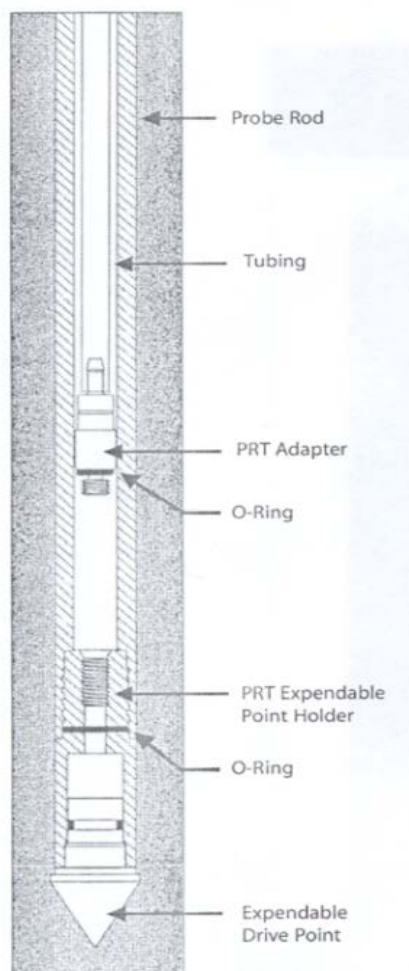


Figure 2.11: Schéma explicatif d'une section de la tige sonde enfoncée à une profondeur, puis rétractée pour permettre l'échantillonnage de gaz de sol (tirée de [www.geoprobe.com](http://www.geoprobe.com)).

La surface des résidus autour du tube a été couverte avec une petite quantité d'argile mouillée pour empêcher la contamination par l'oxygène atmosphérique le long de l'extérieur du tube d'accès. Dans un premier temps, des échantillons de gaz de sol ont été prélevés, pour des analyses au laboratoire, à partir des profondeurs connues en utilisant des seringues plastiques de 20 ml de volume (voir Figure 2.12). Le tube a été purgé à deux reprises avant l'échantillonnage pour s'assurer que des échantillons représentatifs de gaz interstitiel soient obtenus. Dans un deuxième temps, des concentrations d'oxygène dans le gaz des pores ont été mesurées en

connectant les tubes directement au moniteur d'oxygène (GC-502). Le gaz a été pompé doucement sur un détecteur électrochimique du gaz qui a fourni une lecture directe en teneur en oxygène

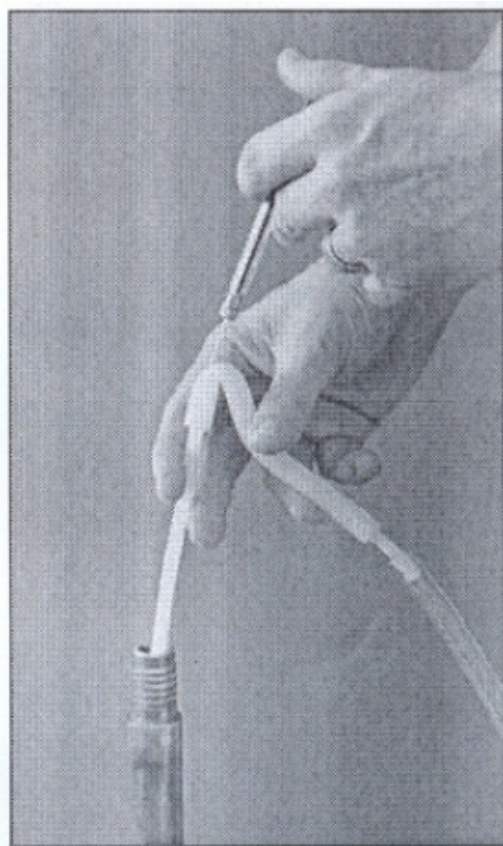


Figure 2.12: Prélèvement d'un échantillon de gaz de sol à l'aide d'une seringue pour l'injecter ultérieurement dans un chromatographe à gaz (tirée de [www.geoprobe.com](http://www.geoprobe.com)).

Une fois l'échantillonnage terminé à une profondeur donnée, le tube peut être enfoncé plus bas. L'échantillonnage du gaz a été effectué à un intervalle de 10 cm de profondeur. La figure 2.13 montre les profils verticaux du degré de saturation calculé à partir de la teneur en eau, et de la porosité, des concentrations d'oxygène mesurées et de la stratigraphie du site.

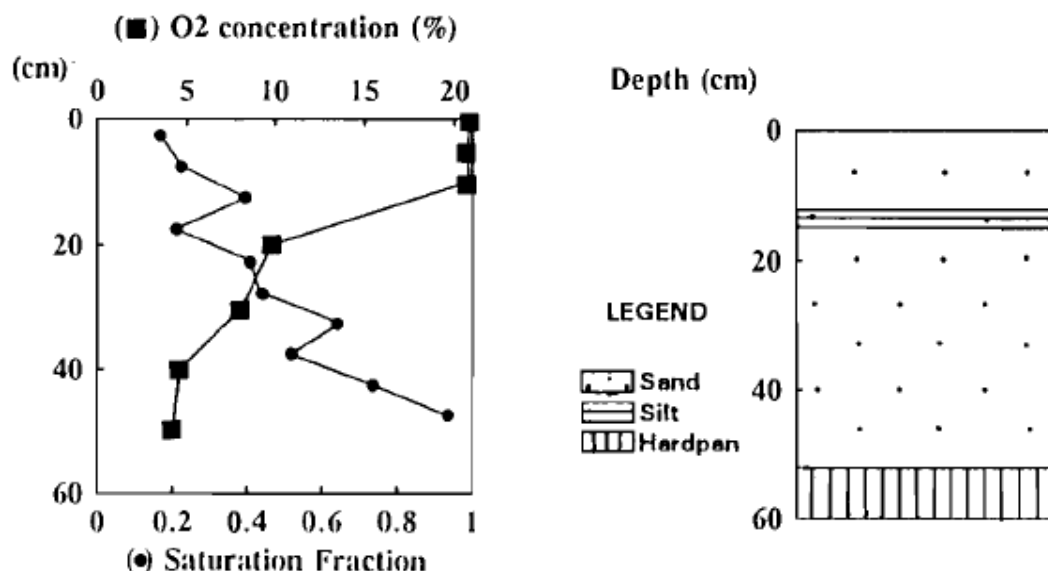


Figure 2.13: Profils verticaux de la concentration d'oxygène, du degré de saturation et de la stratigraphie du site (tirée de Elberling et al., 1993).

Dans tous les profils, la concentration d'oxygène dans le gaz des pores a baissé de la concentration atmosphérique (20,9%) à la surface à moins de 5% à une profondeur d'environ 60 cm dans les résidus. La concentration d'oxygène qui diminue avec la profondeur résulte de la source limitée d'oxygène contrôlée par la diffusion dans les résidus dans lesquels une consommation d'oxygène se produit par l'oxydation des sulfures (les résidus contiennent 25-35% de pyrrhotite). De plus, le degré de saturation augmente avec les profondeurs, ce qui réduit le coefficient de diffusion de l'oxygène.

La même procédure d'échantillonnage du gaz a été appliquée par Elberling et Nicholson (1996) pour évaluer les taux de consommation d'oxygène dans la zone vadose du même site. Dans ce cas, l'évaluation du transport d'oxygène vers les résidus sulfureux a parfois été réalisée avec un échantillonnage répétitif à un intervalle de profondeur de 5 cm au lieu de 10 cm. De plus, deux colonnes ont été montées selon la configuration de la figure 2.14. Dans la 1<sup>ère</sup> colonne, une couche de 0,2 m de résidus non-oxydés a été placée à la surface des résidus. Dans la 2<sup>ème</sup> colonne, des résidus ont été couverts avec 0,2 m de sable fin et 0,2 m du gravier pour représenter un scénario de réhabilitation. Les résidus non oxydés ont été prélevés à 1 m au-dessous de la surface

des résidus de la zone étudiée et ils étaient composés des matériaux de taille de grains typiques d'un sable moyen. Les colonnes étaient aussi instrumentées avec des sondes RDT (Time domain reflectometry TDR, Tektronix 1502B) pour évaluer la teneur en eau volumique ( $\theta_w$ ) et donc le degré de saturation ( $S_r$ ) des matériaux. Les eaux de lixiviation collectées à la base des colonnes étaient échantillonnées en surface par pompage et analysées.

La figure 2.15 présente les profils verticaux de la concentration d'oxygène, du degré de saturation en eau et de la teneur en sulfure dans les deux colonnes décrites ci-dessus. Dans tous les profils, la concentration de l'oxygène interstitiel a baissé de la concentration atmosphérique (20,9%) à la surface à moins de 2% à une profondeur de 0,6 m. Dans la colonne avec une couche de 0,2 m de résidus non oxydés contenant environ 7% de sulfures, la concentration d'oxygène a baissé de 20,9% à environ 4% dans ces résidus (sur 20 cm) bien que le degré de saturation ( $S_r$ ) reste presque constant (~10%). Cette réduction est imputable à la réactivité des résidus de cette couche interne (avec 0% de sulfures). Dans la colonne avec 20 cm de gravier en surface, environ 20,9% d'oxygène sont mesurés dans cette couche pour ensuite diminuer jusqu'à environ 2% à la base de la couche de 20 cm de matériaux fins. Le degré de saturation élevé dans cette couche fine ( $S_r$  autour de 80%) explique cette réduction.

Une relation linéaire 2:1 (voir Figure 2.16) entre la production des sulfates et la consommation d'oxygène a été observée au cours des essais *in-situ*, à des taux d'oxydation au-dessous de 150 mole  $O_2 \text{ m}^{-2} \text{ an}^{-1}$  ( $r=0,99$ ). Pour des taux d'oxydation plus importants ( $>150 \text{ mole } O_2 \text{ m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ ), les résultats sont plus dispersés car dans ce cas la réaction d'oxydation des résidus était plus complexe que la simple oxydation par l'oxygène (production de sulfate intermédiaire, oxydation du fer ferreux vers fer ferrique etc....).

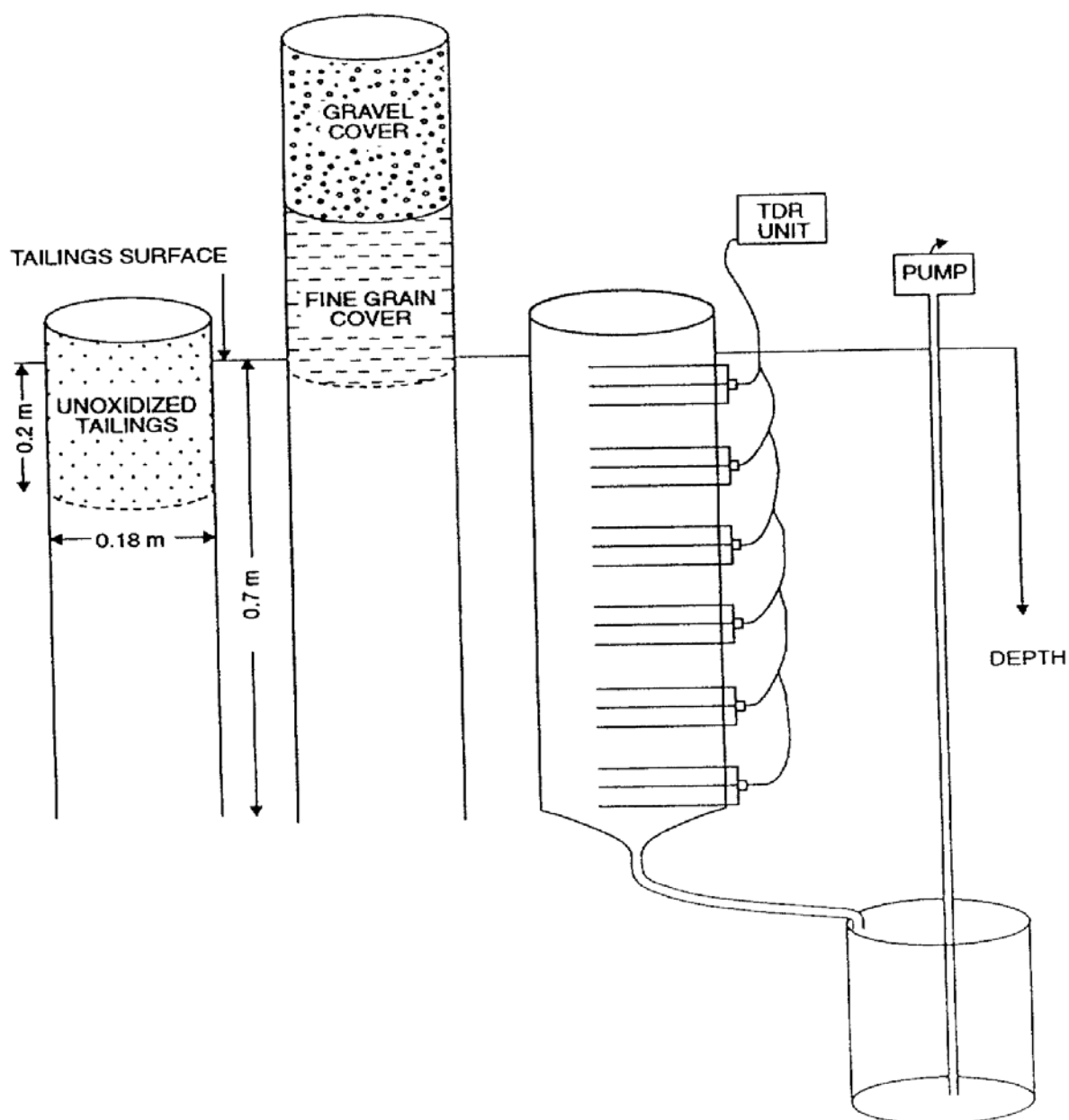


Figure 2.14 : Dispositif expérimental montrant la configuration des deux colonnes montées *in-situ* (tiré de Elberling et Nicholson, 1996).



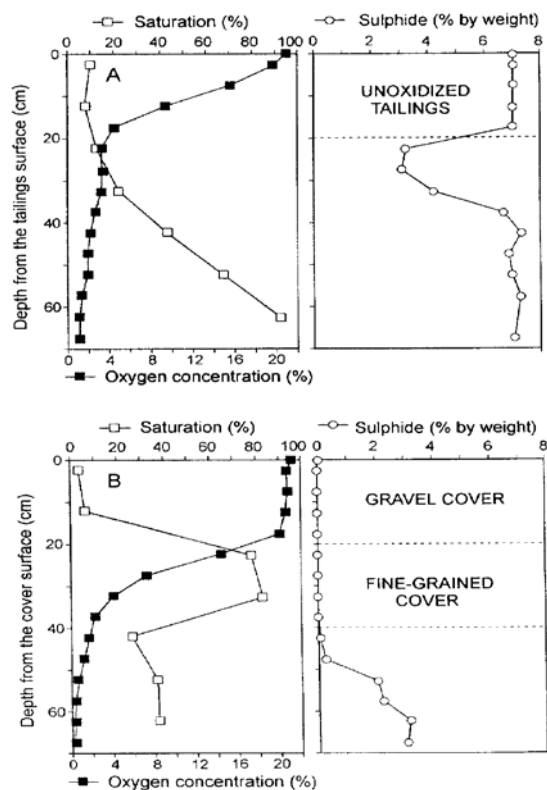


Figure 2.15: Profils verticaux de la concentration d'oxygène, du degré de saturation en eau et de la teneur en sulfure dans les deux colonnes (tirés de Elberling et Nicholson 1996).

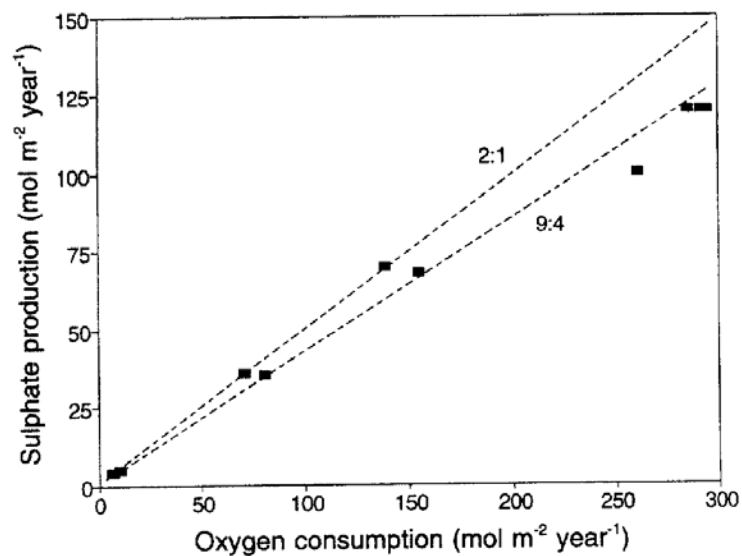


Figure 2.16: Relation entre le taux de production de sulfate et le taux de consommation d'oxygène (tiré de Elberling et Nicholson, 1996).

Une autre étude basée sur la même méthodologie (Elberling et Nicholson, 1996), a été réalisée par le même chercheur Elberling (2005) sur des résidus miniers contenant de la pyrite déposés à la mine Nanisivik sur l'île Baffin au Nord du Canada (Arctique canadien). L'étude visait à évaluer les concentrations verticales d'oxygène gazeux et leur taux de consommation et, ensuite, à comparer les résultats avec les taux de consommation d'oxygène obtenus au laboratoire à une température variant de -12 à 12° C, et à des concentrations d'oxygène variables. En appliquant la procédure d'échantillonnage de « *Direct-Push* » sur ce site, le gaz interstitiel a été pompé à un débit de 40 ml/min à partir des profondeurs sélectionnées (jusqu'à 75 cm) et analysé directement à l'aide d'un analyseur portable de O<sub>2</sub>/CO<sub>2</sub>, GasData PCO<sub>2</sub>, (Gas Data Ltd, England). L'analyseur du gaz a été connecté à un ordinateur pour collecter les données de concentration à une précision de 0,1 %. Les résultats obtenus en utilisant cette approche étaient semblables à ceux fournis par la méthode passive de bouteilles plastiques perforées décrite à la section 2.3.3.1 ci-dessous (Elberling 2005).

### **2.3.2.1 Tube perforé**

United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA) (1996) a décrit une méthode d'échantillonnage actif utilisée comme un moyen rapide d'identification des contaminants gazeux d'un site et pour retracer le mouvement des polluants (voir Figure 2.17). Un trou de 9.5 mm de diamètre est perforé dans le sol jusqu'à la profondeur désirée. Une sonde en acier inoxydable de 6.4 mm de diamètre est insérée dans le trou. Le trou est ensuite scellé autour de la sonde à l'aide de l'argile mouillée. Le gaz contenu dans les espaces interstitielles du sol est échantillonné à travers la sonde en utilisant une pompe d'échantillonnage d'air. L'échantillon peut être stocké dans des petits sacs de type Tedlar, ou analysé directement par un instrument de lecture directe.

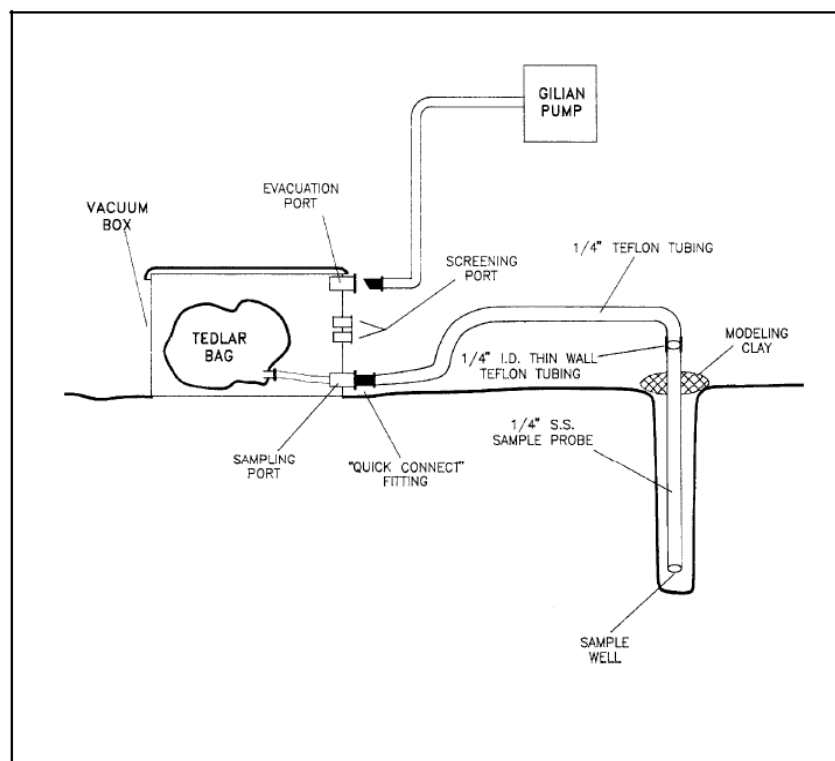


Figure 2.17: Schéma du train d'échantillonnage (U.S. EPA, 1996).

### 2.3.3 Méthodes passives

L'échantillonnage passif est une approche basée sur l'établissement d'un équilibre (par diffusion et adsorption du gaz interstitiel) sur une période de quelques jours à quelques semaines, entre les gaz du sol et celui des échantillonneurs passifs.

#### 2.3.3.1 Méthode des bouteilles plastiques perforées

Au cours de l'étude réalisée en août 2000 dans l'Arctique Canadien par Elberling (2005), une méthode alternative pour obtenir les concentrations de gaz à des profondeurs spécifiques a été appliquée. Cette technique consiste à retirer le gaz de sol à partir des échantillonneurs de gaz passif d'un volume de 250 ml pré-installés dans le sol et connectés à la surface avec un tubing en cuivre dont le diamètre interne est de 2 mm. Les concentrations de l'oxygène ont été mesurées sur site à l'aide d'analyseur du gaz utilisé dans la méthode active de mesure déjà décrite (GasData PCO<sub>2</sub>, Gas Data Ltd, England). Les échantillonneurs passifs du gaz ont été fabriqués à

partir des bouteilles en plastique perforées sur les côtés et sur la face inférieure, où des trous avec 40 cm de longueur ont été installés dans le mur des résidus. Après l'installation, les trous et les puits ont été remblayés. Les échantillons de gaz en équilibre avec le gaz interstitiel ont été extraits des bouteilles par pompage de différentes profondeurs et analysés. Des mesures de profil de la température ont aussi été prises à partir des puits de mesures. La figure 2.18 illustre les résultats de mesures des profils obtenus à un intervalle de 5 cm jusqu'à une profondeur de 75 cm dont 2 cm dans les résidus. La température a baissé d'environ 13°C en surface à environ 3°C à 75 cm de profondeur et à 0°C au front de gel se situant à une profondeur de 1,5 m.

Une baisse dans la concentration d'oxygène a été observée dans les 30 premiers cm de tous les sites; les valeurs ont passé de la concentration atmosphérique (20,9%) à des valeurs au-dessous de la limite de détection 0,1% comme on peut le voir dans la figure 2.18.

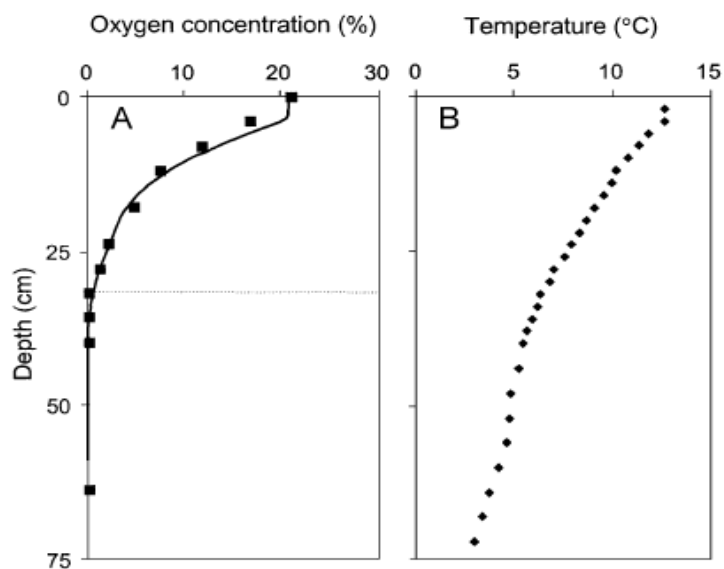


Figure 2.18: Observations *in-situ* des concentrations d'oxygène gazeux et des températures dans le parc des résidus à la mine Nanisivik sur l'île Baffin au Nord de Canada pendant le mois d'Août 2000 (tirés de Elberling, 2005).

Les résultats de cette étude (pas tous donnés ici) ont montré que la température et l'oxygène sont deux facteurs fermement liés l'un à l'autre dans l'oxydation de la pyrite dans des conditions froides telles que celles dans l'arctique du Canada. La baisse de la température augmente la fraction de l'eau gelée qui piège l'oxygène gazeux et ce dernier va diffuser à travers la glace pour arriver aux grains de la pyrite. Ce piégeage de l'oxygène permet, de façon indirecte, de diminuer les taux d'oxydation à des températures de congélation. Le gel contribue donc à réduire la génération du DMA sans l'éliminer complètement.

### 2.3.3.2 Méthode de filtre à gaz

Une étude visant à évaluer la performance de trois couvertures expérimentales (parcelles) mises en place, sur des stériles rocheux générateurs d'acide sur le site de la mine de Whistle près de Capreol, Ontario, Canada a été réalisée par Adu-Wusu et Yanful (2006). Dans chaque parcelle expérimentale, le recouvrement était formé d'un système bi-couche comprenant 0,90 m de sable de carrière graveleux non compacté placée au-dessus d'une couche étanche mise en place sur les stériles. Trois types de couches étanches ont été étudiés : i) 0,46 m de mélange de sable-bentonite (SB) (92% du sable et de 8% de bentonite en poids), ii) de 0,60 m d'épaisseur de silt sableux avec une couche d'environ 5% d'argile (SS), et iii) d'une géocomposite bentonitique (GCB) de 0,008 m d'épaisseur. La figure 2.19 présente une section du système de recouvrement testé dans les parcelles expérimentales.

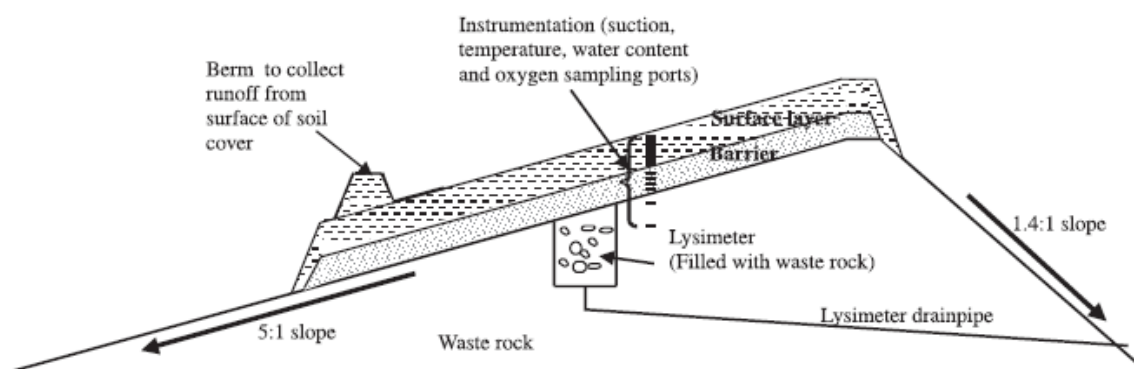


Figure 2.19: Section transversale d'une parcelle expérimentale (tirée d'Adu-Wusu et Yanful, 2006).

En plus de trois parcelles expérimentales, une autre parcelle de contrôle (roches stériles sans couverture) a été construite. Chaque parcelle mesurait 12,2 m de largeur et 24,4 m de longueur et a été construite sur une plateforme de roches stériles de 20% en pente et d'environ 6 m d'hauteur. La figure 2.20 présente une vue en plan de toute la plateforme où les parcelles ont été installées.

L'instrumentation a été installée dans toutes les couches du sol (couche de sable en surface, couche étanche et roche stérile) pour mesurer la teneur en eau volumique, la succion et la température. Les concentrations d'oxygène et de dioxyde de carbone au-dessus et au-dessous de la couche étanche et à l'intérieur de la plate-forme de roche stériles ont été mesurées à l'aide de deux composantes distinctes : un système d'analyse de gaz et des ports d'échantillonnage. Le système d'analyse de gaz est composé d'un analyseur d'O<sub>2</sub>/CO<sub>2</sub> fournis par Nova Analytical Systems Inc., Hamilton, Ontario. L'échantillon de gaz traverse un panneau piège de condensation pour éliminer son humidité avant d'entrer dans l'analyseur. Les ports d'échantillonnage consistaient en une chaîne de filtres de gaz recouvert de moustiquaire en aluminium reliés à des tuyaux en polyéthylène de 6,4 mm de diamètre. Les profondeurs d'installation sont données dans le tableau 2.2 :

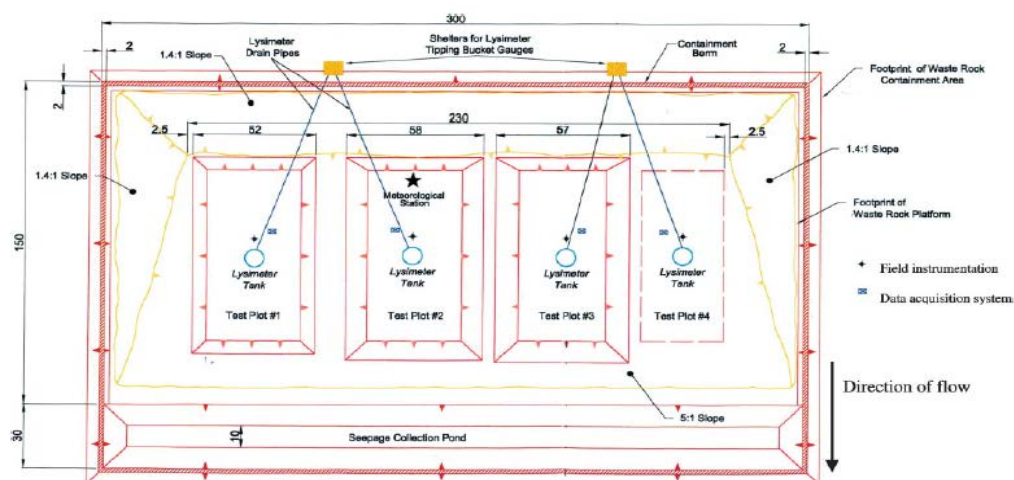


Figure 2.20: Vue en plan des parcelles expérimentales de la mine Whistle (tirée d'Adu-Wusu et Yanful, 2006).

Tableau 2.2 : Profondeurs d'installation d'instruments in-situ (tirées d'Adu-Wsu et Yanful, 2006).

Type of monitoring instrument		Instrument installation depth below surface (cm)			
Suction – temperature – volumetric water content	O <sub>2</sub> /CO <sub>2</sub> sampling port	TP#1 (0.08 cm)	TP#2 (45 cm)	TP#3 (61 cm)	TP#4 (no cover)
<b>Noncompacted layer</b>					
1	—	10	10	10	na
2	—	23	23	23	na
3	—	35	36	35	na
4	—	46	46	46	na
5	—	56	56	56	na
6	—	66	66	66	na
7	1	84	76	86	na
<b>Barrier layer</b>					
8	—	na	91	99	na
9	—	na	99	112	na
10	—	na	107	127	na
11	—	na	122	145	na
<b>Waste rock</b>					
12	2	102	142	165	10
13	—	132	173	196	31
—	3	147	188	211	62

Note: na, not applicable.

La figure 2.21 présente les profils de concentrations d'oxygène mesurés. Elle montre que les concentrations d'oxygène à toutes les profondeurs étaient entre 18,0% et 20,9%, tout près de la concentration atmosphérique. Par contre, elle montre une différenciation entre les différentes parcelles. Ces concentrations élevées en oxygène étaient dues au gradient important de passage d'air à travers la plateforme des roches stériles grossières et poreuses à partir des cotés non-couverts. La barrière composée d'une membrane géosynthétique d'argile (GCL) présentée dans la figure 2.21(a) indiquait une légère variation dans la concentration d'oxygène à travers la barrière très mince et ressemblait beaucoup à la figure 2.21(d) où les roches stériles étaient totalement exposées à l'air ambiant. Les concentrations d'oxygène dans les deux parcelles couvertes avec du sable et de bentonite (SB) et avec du silt sableux et d'argile (SS) montraient une réduction significative de l'oxygène sous les barrières et indiquaient que la première couverture étanche (SB) (voir Figure 2.20) offrait une « meilleure » efficacité dans la réduction de la migration verticale d'oxygène vers les roches stériles que la couche (SS).

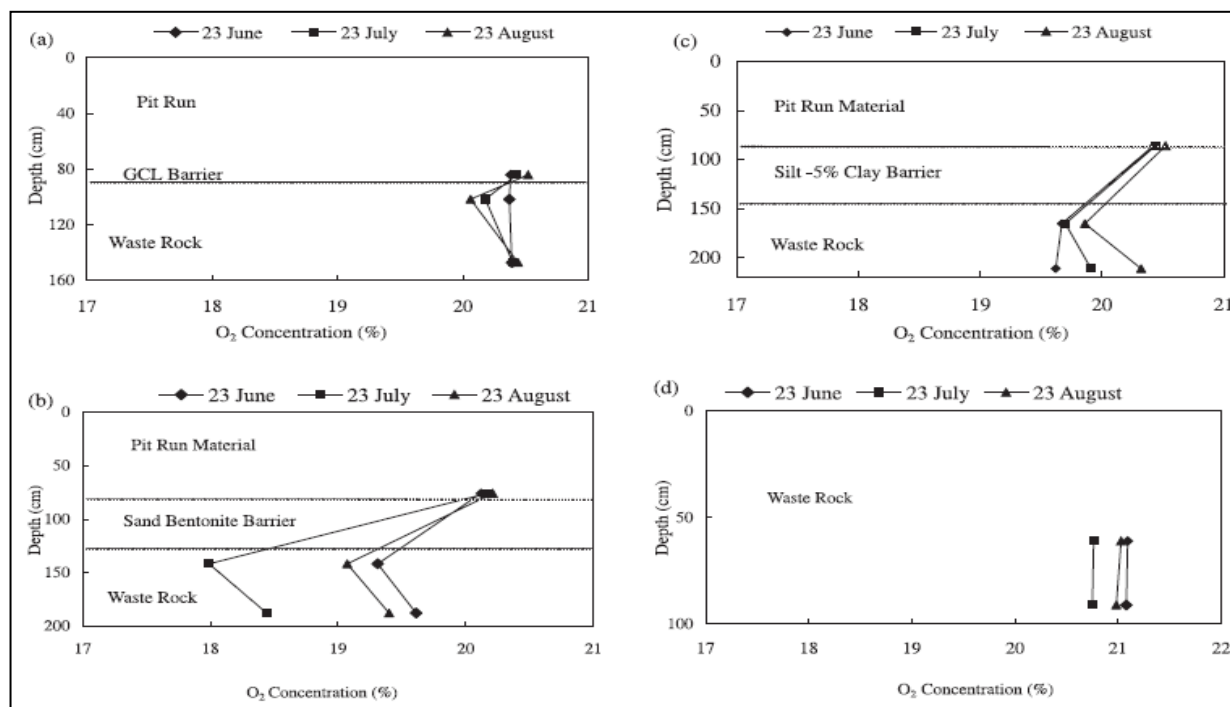


Figure 2.21: Profils de concentrations d'oxygène dans les quatre parcelles d'essai (tiré d'Adu-Wusu et Yanful, 2006).

### 2.3.3.1 Méthode de lysimètres et de ballons enfus dans le sol

Des cellules expérimentales, à échelle pilote, ont été construites par Alakangas et al. (2006, 2008) sur le site minier Kristineberg, au nord de la Suède, pour étudier l'efficacité des systèmes de couverture visant à réduire l'intrusion d'oxygène vers des résidus riches en sulfure. L'objectif de cette étude était, entre autres, de déterminer les concentrations d'oxygène dans les différents types de couverture, de connaître les coefficients de diffusion effectifs de chaque couche individuellement et de déterminer le flux d'oxygène à travers ces systèmes. Six cellules construites en béton de dimensions  $5 \times 5 \times 3 \text{ m}^3$ , incluant une cellule témoin ont été construites (voir Figure 2.22). L'intérieur des murs de béton et le sol a été couvert avec du polyéthylène à haute densité (HDPE inerte) pour empêcher toute attaque avec de l'acide qui pourrait être produit par l'oxydation de la pyrite. Les cellules ont été isolées à l'intérieur et l'extérieur dans une tentative d'empêcher le gel horizontal. Des fenêtres en verre ont été installées dans les murs de trois cellules pour pouvoir observer les différentes couches. Une couche de drainage de 0,3 m de gravier d'épaisseur a été appliquée au fond de la cellule, suivie par 1 m de résidus riches en



sulfure. Différentes couches d'étanchéité (voir Figure ci-dessous) ont été mis en place sur les résidus, suivies d'une couche de drainage de 0,3 m et finalement une couverture de protection de till à granulométrie étalée a été mise en surface.

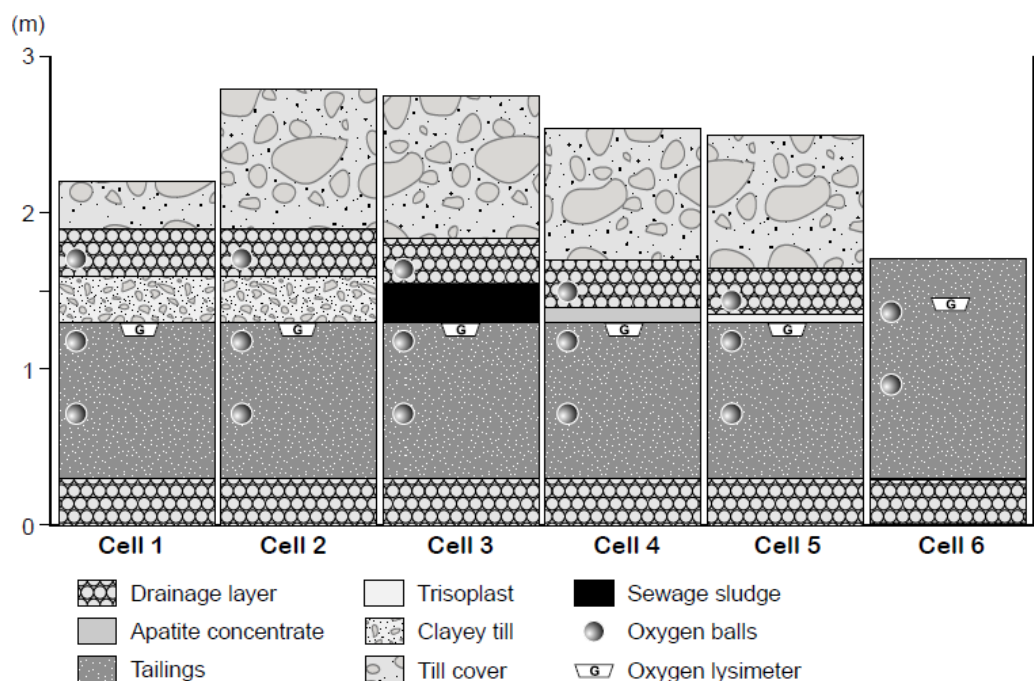


Figure 2.22: Configuration schématique des cellules expérimentales à Kristinberg, au nord de la Suède (tirée de Alakangas et al., 2006, 2008).

Pour déterminer le coefficient de diffusion effectif et le flux d'oxygène pour les systèmes de couverture et les couches d'étanchéité, les auteurs ont adopté une technique utilisée auparavant par Lundgren (2001) et Carlson (2002). Cette technique consiste à mesurer les concentrations d'oxygène dans des lysimètres à oxygène ( $1 \times 1 \times 0,2 \text{ m}^3$ ) remplis de quartzite et dans les boules d'oxygène montrés dans la figure 2.23. Les lysimètres à oxygène ont une porosité de 54% et ont été placés directement au-dessous des couches d'étanchéité. Ces lysimètres ont été couverts avec du géotextile en haut pour empêcher leur colmatage par les couches d'étanchéité. Les côtés des

lysismètres ont été scellées avec de la bentonite pour empêcher la consommation d'oxygène par les résidus à travers les côtés. Trois pompes ont été reliées aux lysismètres, une pour la sortie de l'eau en bas et les deux autres à la surface pour l'échantillonnage d'oxygène. Les lysismètres ont été purgés avec de l'azote pour atteindre une concentration d'oxygène initiale égale à zéro. Les boules d'oxygène en géotextile remplies avec de la quartzite ont été installées à 0,1 m au-dessus et à 0,1 m et 0,5 m sous les couches d'étanchéité, comme montré dans la figure 2-22. Un tube a été inséré dans les boules pour permettre l'échantillonnage du gaz des boules à partir de la surface.

Le gaz dans les lysismètres et dans les boules d'oxygène à l'équilibre avec le gaz interstitiel a été échantillonné chaque deuxième semaine au cours du printemps, été et automne en 2004 et une fois par mois en 2005. Les échantillons ont été analysés pour l'oxygène, méthane et dioxyde de carbone à l'aide du système d'analyse de gaz Maihak S710.

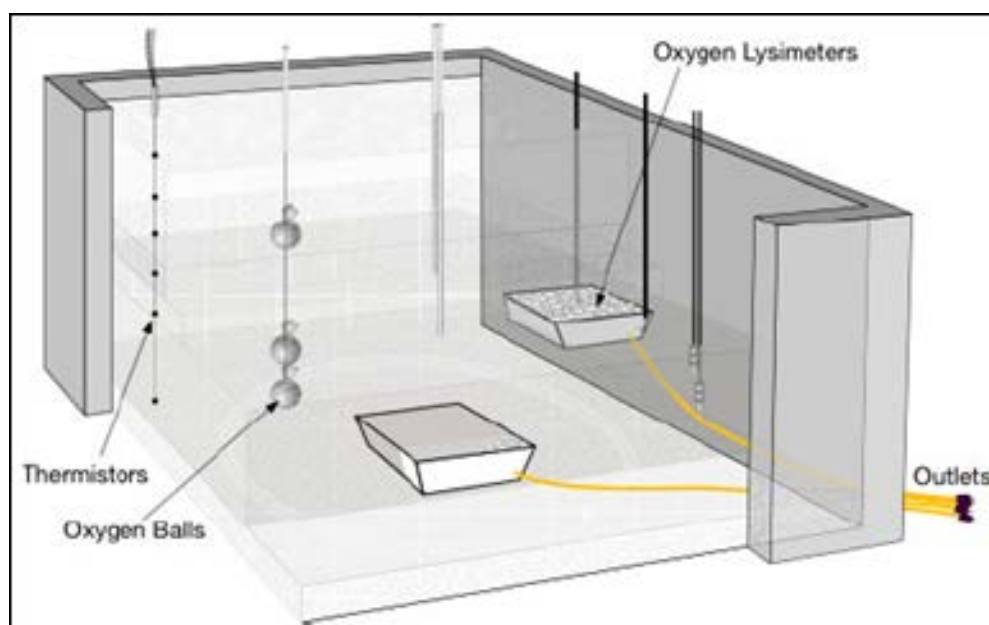


Figure 2.23: Localisation de l'équipement installé dans les cellules expérimentales (tirée de Alakangas et al., 2006, 2008).

La figure 2.24 illustre les résultats typiques obtenus par Alakangas et al. (2008).

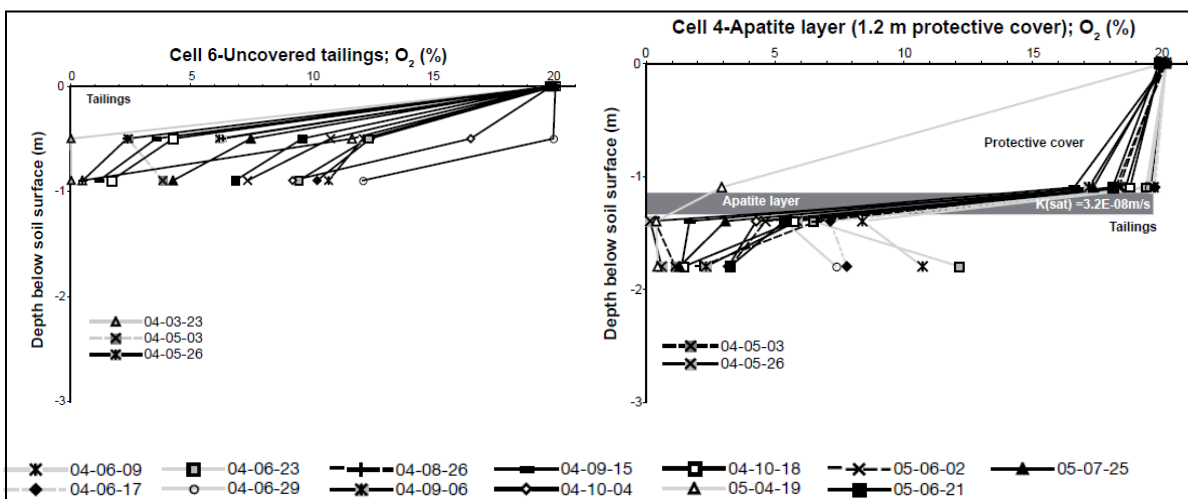


Figure 2.24: Évolution temporelle des profils verticaux des concentrations d'oxygène dans les résidus non-couverts et dans le cas de résidus avec un système de couverture (tirées de Alakangas et al., 2008).

Dans les résidus non couverts, les concentrations d'oxygène diminuaient avec la profondeur et elles variaient de la concentration atmosphérique jusqu'à zéro entre les profondeurs 0,5 et 0,9 m (profondeurs maximales de pénétration de l'oxygène). Le changement dans les concentrations d'oxygène avec la profondeur pourrait être attribué aux variations dans la teneur en eau. À l'automne, les concentrations étaient inférieures à celles mesurées au cours de l'été, probablement à cause d'une plus grande teneur en humidité (à l'automne), diminuant le coefficient de diffusion  $D_e$ . Dans les résidus couverts, les auteurs ont observé que la zone oxygénée s'étendait à partir de la surface jusqu'aux résidus sous la couverture. Les concentrations d'oxygène dans la partie inférieure de la couverture protectrice (au-dessus de la couche d'étanchéité) variaient d'une cellule à l'autre et elles étaient plus basses à quelques occasions (en avril et au cours de l'automne), probablement en raison de la teneur en eau élevée résultant de l'eau infiltrée à partir de la neige fondue ou des fortes pluies. Les concentrations relativement élevées d'oxygène dans quelques cellules ont montré que les couches étaient plutôt

perméables, attribuées à un compactage insuffisant au cours de l'installation. Les concentrations en oxygène étaient relativement faibles sous les barrières formées à partir des tills argileux (cellule 6) et d'apatite (cellule 4) mais pas suffisamment négligeables pour les considérer comme barrières efficaces contre la migration d'oxygène. La seule couche qui a réduit la concentration à près de zéro a été celle formée par la boue d'épuration (cellule 3).

### 2.3.4 Avantages et désavantages de différentes techniques

Depuis le début des années 90, les scientifiques essaient de parfaire les outils et les procédures d'échantillonnage de gaz interstitiel et de mesure de profils de concentrations de composants du gaz au laboratoire ou *in-situ*. Elberling et al. (1993) ont été parmi les premiers chercheurs à utiliser la méthode de *Direct Push* pour mesurer des flux d'oxygène dans un parc à résidus. Cette technique qui est adéquate pour des profondeurs limitées a été ensuite réappliquée par Elberling et Nicholson (1996) afin d'évaluer les taux de consommation d'oxygène dans la zone de vadose des résidus. La U.S. Environmental Protection Agency (EPA) (1996) a proposé une technique d'échantillonnage, connue sous le nom de tubes perforés, comme un moyen rapide d'évaluation des rejets gazeux d'un site. Adu-Wusu et Yanful (2006) et Alakangas et al. (2008) ont construits des parcelles et des cellules d'essai à petites échelles qui ressemblaient aux parcs des résidus à restaurer. Les senseurs de mesure d'oxygène utilisés par Adu-Wusu et Yanful (2006) ont été placés directement dans des orifices d'échantillonnage installés au-dessus et au-dessous de la couverture étudiée. Alakangas et al. (2008) ont laissé les senseurs en surface pour mesurer les concentrations d'oxygène à partir des boules d'oxygène en géotextile placées au sein des résidus.

Cette étude comparative des techniques d'échantillonnage montre qu'il existe différentes procédures de collection des échantillons de gaz de sol. La U.S. EPA a proposé le tableau 2.2 dans son bulletin No. MK3098 (U.S. EPA, 2006), qui peut guider dans la sélection de la méthode la plus appropriée au laboratoire ou *in-situ* pour l'échantillonnage des gaz de grande qualité. Quatre systèmes de mise en place du système d'échantillonnage et quatre techniques de collecte des gaz sont présentés. Les méthodes présentées précédemment peuvent se retrouver dans ce tableau. La qualité du système d'échantillonnage augmente verticalement du haut vers le bas de l'échantillonnage direct « *Direct Sampling* » à l'échantillonnage dans les puits « *Gas Wells* ». La

qualité du système de collecte des gaz augmente horizontalement de gauche à droite, de l'utilisation des seringues à celle des contenants « Summa Canister » tel que décrits à la figure 2.25. Il s'agit de boîtes métalliques étanches. La flèche de la diagonale discontinue de ce tableau montre le chemin général pour la sélection des méthodes d'échantillonnage et de collection avec des procédures de qualité compatibles pour atteindre le niveau d'échantillonnage désiré. La combinaison « Gas Wells / Summa Canister » constitue la meilleure méthode.

Il faut aussi mentionner que le contexte du projet d'échantillonnage peut influencer le type de technique utilisée. Au laboratoire, les mesures directes avec senseurs ou actives avec échantillonnage semblent privilégiées. Sur le terrain, les mesures actives et passives peuvent être appliquées. Pour une mise en place post-construction des systèmes d'échantillonnage, les mesures passives sont usuellement plus destructives que celles actives. Ces dernières seraient avantageuses pour des installations post-construction d'échantillonneurs.

Tableau 2.3 : Matrice de sélection des méthodes de collection des échantillons de gaz interstitiel (U.S. EPA, 2006).

Downhole Sampling System		Sample Collection Method			
		Syringe	Tedlar Bag	Glass Bulb	Summa Canister
	<i>Increasing Quality</i>	→			
Direct Sampling	↓	<i>Low / Low</i>			<i>Low / High</i>
PRT System					
Implants					
Gas Wells		<i>High / Low</i>			<i>High / High</i>

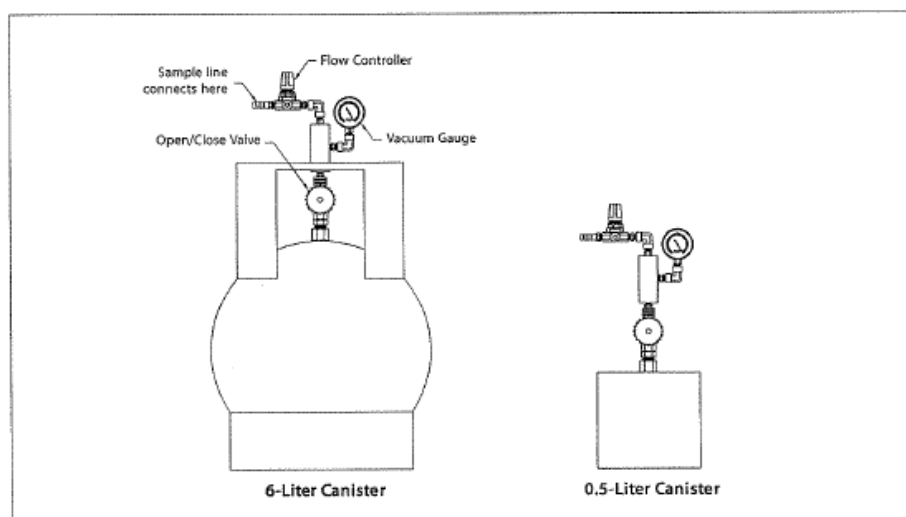


Figure 2.25: Contenants « Summa canisters » utilisés pour la collection, stockage, et transport des échantillons de gaz de sol de grande qualité (U.S. EPA, 2006).

## CHAPITRE 3 : MÉTHODOLOGIE APPLIQUÉE

Le chapitre 3 présente d'abord le site Les Terrains Aurifères (LTA) retenu comme site d'étude. Les procédures de détermination des profils verticaux de concentration d'oxygène interstitiel à travers la couverture à effets de barrières capillaires (CEBC) utilisée pour la restauration du site sont ensuite décrites. Les analyses réalisées au laboratoire pour définir l'effet du degré de saturation sur la diffusion et sur la consommation de l'oxygène des matériaux du site LTA sont également présentées.

### 3.1 Présentation du site d'étude

#### 3.1.1 Localisation et historique

Le site minier Les Terrains Aurifères (LTA), propriété de Barrick Gold Corporation, est situé dans les comtés de Fournières et Dubuisson, à environ 8,5 km au Sud-est de la ville de Malartic, au Nord-ouest du Québec (voir Figures 3.1 et 3.2).



Figure 3.1: Localisation géographique du site minier Les Terrains Aurifères (LTA) au Québec (tiré de Golder Associés, 1999).



Figure 3.2 : Photo aérienne de la localisation du site LTA.

Le site LTA couvre une superficie d'environ 65 hectares. Il est limité à l'est par le parc à résidus miniers de l'ancienne mine Malartic Goldfield, maintenant propriété du Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec (MRNF) (voir Figure 3.3) et à l'ouest par une sablière et une gravière qui appartient également au MRNF. Deux types de résidus chimiquement différents résultant de deux phases différentes d'opération minière ont été déposés sur le site (Golder Associés, 1999). D'abord l'exploitation de la mine Malartic Goldfield (1930-1965) a entraîné l'accumulation d'environ 10 Mt de résidus, d'épaisseur moyenne de 5 m sur l'ensemble du site. Les analyses en laboratoire ont montré que ces résidus ont un potentiel de neutralisation supérieur à 100 kg  $\text{CaCO}_3/\text{t}$  puisqu'ils contiennent plus de 10 % de calcite ( $\text{CaCO}_3$ ). Ensuite, le site a été réouvert à partir de 1977 et près de 8,0 Mt de résidus générateurs d'acide, appelés ici résidus LTA, ont été déposés sur une épaisseur moyenne de 7 m, au-dessus de la moitié des résidus de Malartic Goldfield. Les résultats des études minéralogiques (Golder Associés, 1999), montrent que les résidus de LTA renferment environ 6% en soufre sulfure composés principalement de pyrite (avec de petites quantités de pyrrhotite, chalcopryrite, sphalérite et arsénopyrite). Les tests statiques ont évalué le potentiel acidifiant net de ces résidus à 200 kg  $\text{CaCO}_3/\text{t}$  (Ricard et al., 1997a, 1997c). Les essais de consommation réalisés sur le site LTA, avant la réhabilitation, ont montré une consommation



d'oxygène entre 228 et 836 moles de  $O_2/m^2/an$  (valeur moyenne de 517 moles de  $O_2/m^2/an$ ; Golder Associés, 1999). Ce taux de consommation a été considéré élevé et correspondait à des matériaux problématiques et prédisposés à générer du drainage minier acide, si les mesures préventives n'avaient pas été prises (e.g. Tibble et Nicholson, 1997).

Les résidus LTA ont été déposés sur ce site pour sa proximité de l'usine de traitement d'une part, et d'autre part pour sa nature topographique. En effet, ce site présentait un creux naturel qui a permis la rétention simple des résidus sans un système complet de digues de confinement. Présentement, il est ceinturé au nord, à l'est et à l'ouest par des digues de confinement d'une hauteur maximale de 15 m, construites avec des résidus générateurs d'acide. La topographie naturelle limite le parc à résidus au sud. La figure 3.3 présente une vue en plan du site LTA avant sa restauration.

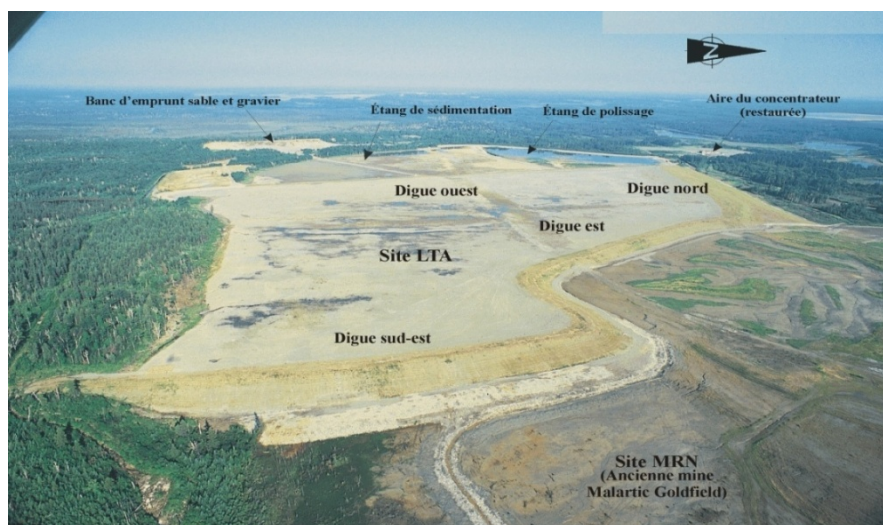


Figure 3.3: Vue d'ensemble du site LTA (tiré de Golder Associés, 1999).

Pour une fermeture efficace et économique du site LTA, différentes options de restauration basées sur une modélisation géochimique prédictive du DMA ont été étudiées (SENEs, 1995; McMullen et al., 1997; Ricard et al., 1997b, 1997c). Le scénario comprenant un recouvrement multicouche de type couverture à effets de barrière capillaire (CEBC) a été retenu. Le site a été réhabilité en 1996 à l'aide de la CEBC décrite ci-dessous. L'étude de faisabilité de ce projet de recouvrement a été

largement basée sur des travaux de recherche réalisée à l'École Polytechnique de Montréal. Au cours de cette étude, Aubertin et al. (1995, 1996b) ont montré la possibilité de maintenir une couche de matériaux fins (résidus miniers non acidogènes) proche de la saturation, d'une façon quasi-permanente, si elle est placée entre deux autres couches à matériaux grossiers, au-dessus de la nappe phréatique.

### 3.1.2 Description de la CEBC du site LTA

La CEBC du site LTA est constituée de couches suivantes du bas vers le haut (figures 3.4 et 3.5):

- Une première couche de sable, de 0,50 m d'épaisseur, placée directement sur les résidus et qui crée le bris capillaire entre les résidus sulfureux et la couche sus-jacente et empêche l'humidité de s'échapper de la couche de rétention d'eau.
- Une seconde couche (couche de rétention d'eau) constituée de 0,80 m de rejets légèrement réactifs mais non générateurs d'acide (appelé MRN), provenant de la propriété de Malartic Goldfield (site qui appartient au Ministère de Ressources Naturelles et de la Faune de Québec, MRNF). Cette couche présente une faible perméabilité et une bonne capacité de rétention d'eau et elle vise à ralentir considérablement la diffusion de l'oxygène.
- Une troisième couche de surface, de 0,30 m d'épaisseur, composée de sable et gravier compactés provenant du banc d'emprunt ouest. Elle protège la couche de MRN sous-jacente contre l'érosion et l'évaporation.

La différence des propriétés hydrauliques des matériaux MRN, dont la texture est semblable à celle d'un silt, et du sable à granulométrie relativement grossière placée dans la couche sous-jacente peut créer des effets de barrière capillaire. Sous des conditions non-saturées, ce phénomène hydrogéologique permet aux matériaux MRN de se maintenir saturé davantage que le sable sous-jacent et de garder un degré de saturation élevé, proche de la saturation même avec un drainage. Pour accentuer le phénomène de saturation, la troisième couche grossière superficielle est mise en place pour agir comme couche de drainage et permettre la recharge en eau de la couche à grains fins et prévenir l'évapo-transpiration.

Le site LTA est composé de la surface du parc à résidus désignée comme secteur plat (surface pratiquement horizontale) qui représente environ 80 à 85% de la surface totale du site et d'environ 15 à 20% de surfaces en pente (digues de confinement de rejets). Il faut noter que dans une portion du recouvrement de la pente de la digue ouest, la couche de rejets MRN de la CEBC a été remplacée par une couche de silt d'origine naturelle. Ce silt possède des propriétés de rétention d'eau supérieures par rapport aux matériaux MRN.

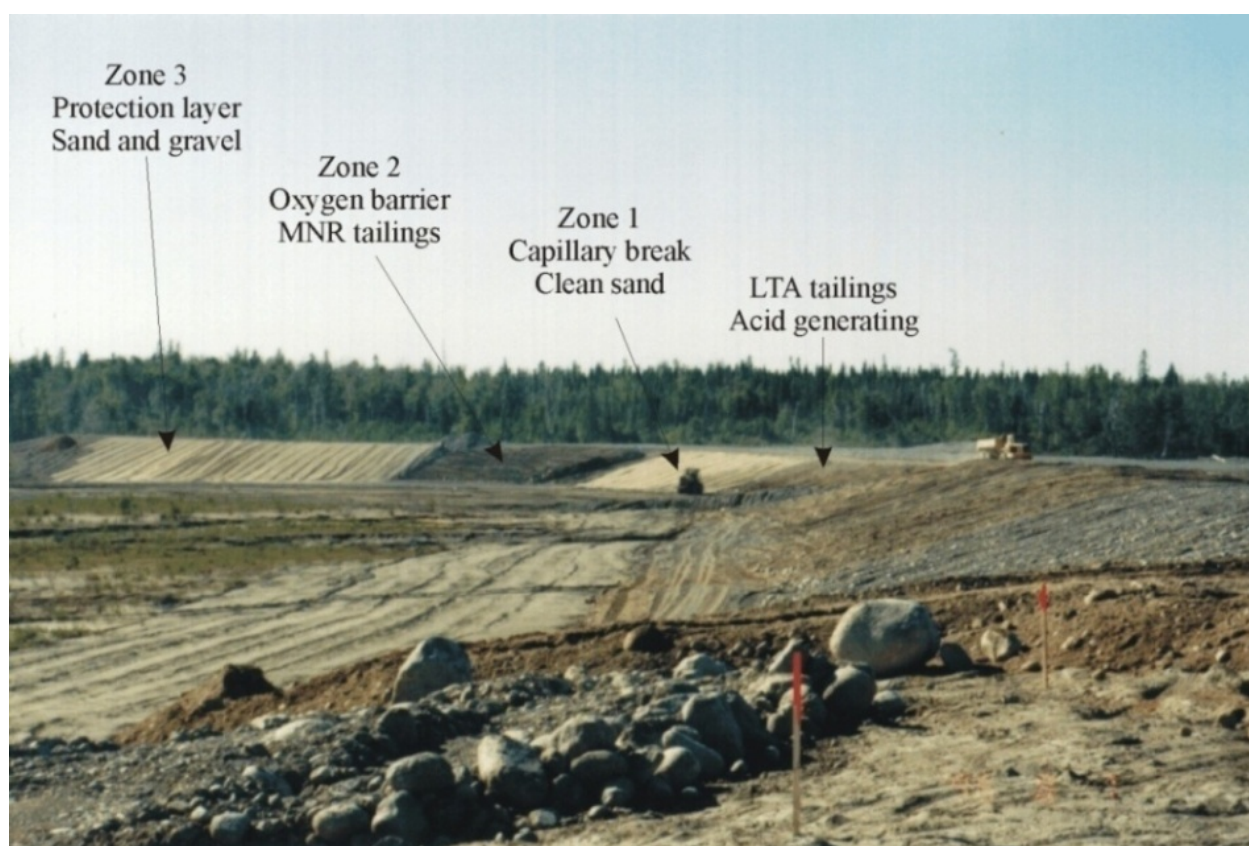


Figure 3.4: Aperçu de la couverture CEBC du site LTA (tiré de Golder Associés, 1999).

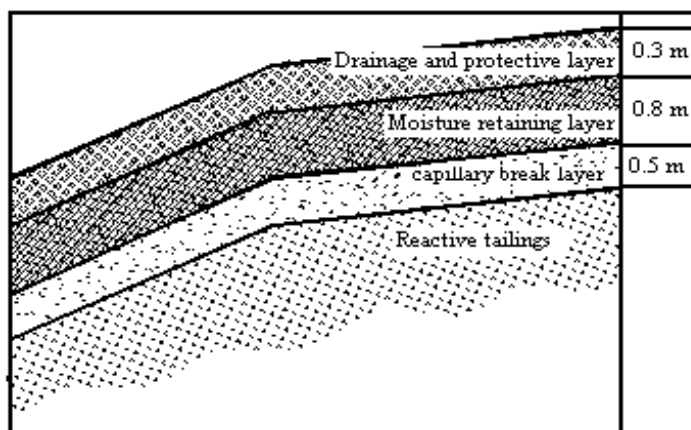


Figure 3.5 : Stratigraphie de la couverture CEBC du site LTA (adapté de Bussière et al., 2003a).

Le recouvrement de type CEBC du site LTA a été la première démonstration à grande échelle de cette technologie, conçue pour jouer le rôle de barrière à la migration de l'oxygène vers les matériaux réactifs sous-jacents, au Canada (Ricard et al., 1997a, 1997c). Cette CEBC a aussi l'avantage d'utiliser pour la première fois des résidus miniers non générateurs d'acide comme composante de la CEBC, un concept proposé par Aubertin et Chapuis (1991). L'avantage d'utiliser des résidus faiblement réactifs mais non générateurs d'acide dans les recouvrements visant à contrôler la migration de l'oxygène a déjà été discuté (e.g., Bussière et al., 1994, 1995; Mbonimpa et al., 2003; Mermillod-Blondin et al., 2005; Demers et al., 2009). Une partie de l'oxygène est consommée dans ces résidus, ce qui a un effet bénéfique sur la performance de la CEBC à limiter la diffusion de l'oxygène vers le bas.

Une étude géochimique (SENES, 1995) stipulait que le degré de saturation ( $S_r$ ) dans la couche de rétention d'eau de 85% devrait réduire suffisamment la pénétration d'oxygène à long terme pour contrôler correctement la production du DMA par les résidus sulfurés LTA. La modélisation géochimique (basée sur un coefficient de diffusion effective de l'oxygène de  $10^{-8} \text{ m}^2/\text{s}$ ) a prédit que l'effluent final aurait un pH proche de la neutralité et une très faible concentration de Cu et Zn ( $< 1 \text{ mg/L}$ ) (SENES, 1995; voir aussi Bussière et al. 2006). Pour une concentration en oxygène à la surface  $C_0 = 280 \text{ g/m}^3$ , et une concentration en oxygène à la base de la couverture ( $h = 0,8 \text{ m}$ ) supposé nulle suite à une consommation rapide de l'oxygène par les résidus réactifs LTA (ce qui

représente le cas le plus défavorable), le flux d'oxygène à la base de la CEBC serait de l'ordre de  $110 \text{ g/m}^2\text{an}$ . Ce flux néglige les contributions (généralement faibles) des deux autres ce la CEBC.

### 3.1.3 Propriétés des matériaux de la CEBC du site LTA

Les différentes propriétés des matériaux constituant la CEBC du site LTA ont été déterminées lors d'une campagne de caractérisation au laboratoire de l'École Polytechnique de Montréal. Les propriétés géotechniques des résidus MRN et du sable sont résumées dans le tableau 3.1.

Tableau 3.1 : Propriétés géotechniques des matériaux utilisés dans la CEBC de LTA (tiré de Bussière et al., 2006).

Paramètre	Rejets MRN	Sable
n	0,36 à 0,5	0,34 à 0,36
D <sub>10</sub> (mm)	0,003 à 0,0075	0,120 à 0,600
D <sub>60</sub> (mm)	0,037 à 0,085	1 à 15
$\psi_a$ (cm d'eau)	200 à 275	20 à 40
k <sub>sat</sub> (cm/s)	$5,0 \times 10^{-5}$ (n= 0,44)	$1,2 \times 10^{-1}$ (n= 0,35)

Ces propriétés peuvent grandement varier d'un endroit à l'autre sur le site. La variabilité de ces paramètres provient de différents facteurs, notamment la variabilité de la distribution granulométrique des matériaux et leur teneur en eau initiale, ainsi que les conditions de construction variables durant la période de construction (Firlotte, 1996; Ricard et al., 1997a, 1997b, 1999; Bussière et al. 2006).

La distribution granulométrique de MRN est considérée typique des rejets miniers de roches dures (Aubertin et al., 1995, 1996a, 1998; Bussière et al., 2006) avec un pourcentage passant le tamis 0,08

mm entre 65 et 90% et un diamètre des particules à 10% passant ( $D_{10}$ ) d'environ 0,005 mm. Celle du sable montre une teneur faible en particules fines (moins que 5% sont inférieurs à 0,08 mm) et des cailloux de diamètre inférieur à 15 cm (Bussière et al., 2006). Les courbes de rétention d'eau (CRE) de deux matériaux, mesurées au laboratoire, sont présentées dans la figure 3.6.

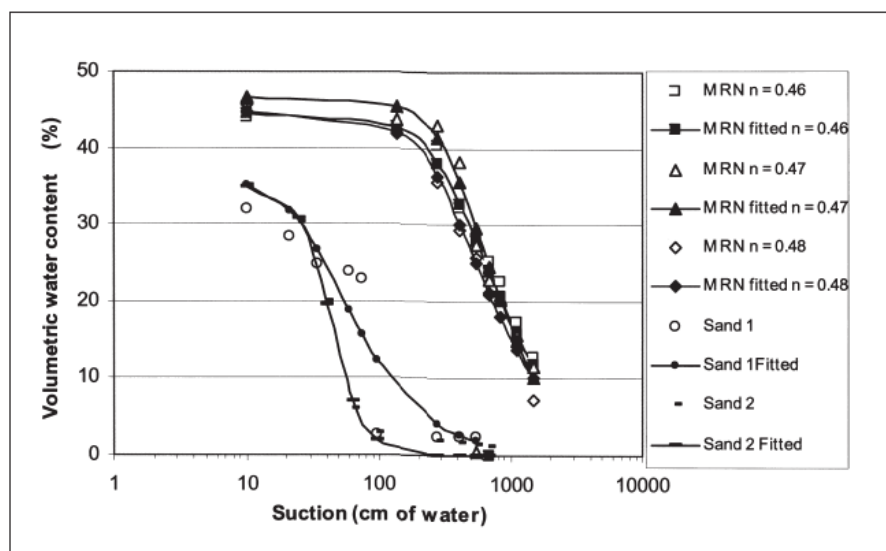


Figure 3.6 : Courbes de rétention d'eau du sable et des rejets MRN de la CEBC de LTA mesurées au laboratoire à différentes porosités et lissées (tiré de Aubertin et al., 1995).

Cette figure présente aussi les courbes obtenues par le lissage de données expérimentales. La valeur d'entrée d'air (AEV ou  $\psi_a$ ) de MRN est de l'ordre de 2 à 2,75 m (environ de 20 à 27 kPa) selon la porosité et la taille des grains (McMullen et al., 1997; Ricard et al., 1997b). La porosité *in-situ*  $n$  des rejets MRN varie entre 0,36 et 0,5 selon la granulométrie des rejets, leur teneur en eau initiale et particulièrement les conditions de construction durant l'hiver (Firlotte, 1996; Ricard et al., 1997b, 1999; Bussière et al., 2006).

### 3.1.4 Suivi du comportement hydrique de la CEBC du site LTA

La CEBC a été instrumentée et différents paramètres hydriques sont évalués ponctuellement à différents niveaux pour l'évaluation de performance. L'instrumentation du site LTA a débuté à

partir de l'été 1996 (phase A), alors que des stations de monitoring ont été installées sur le plateau (Stations CS 96) et sur les pentes des digues (Stations PS 96) du site. Chaque station était généralement équipée de trois sondes RDT (réflectométrie dans le domaine du temps) pour mesurer la teneur en eau volumique et de deux blocs Watermark pour mesurer la succion matricielle. La figure 3.7 montre l'emplacement des différentes sondes dans une station de mesure typique.

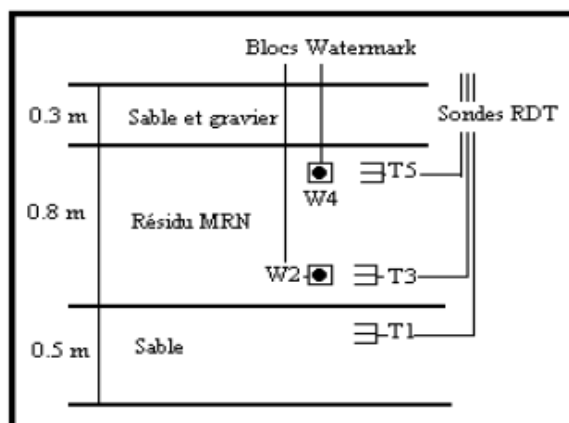


Figure 3.7 : Emplacement des sondes TDR et des blocs Watermark dans la CEBC du site LTA pour les stations CS 96 et PS 96 (adapté de Maqsooud et al., 2003).

Les sondes RDT T1 ont été installées dans la couche de bris capillaire du bas de la CEBC, à 15 cm de l'interface avec la couche de rétention d'eau; les sondes T3 dans la couche de rétention d'eau (constituée du rejet MRN), à 15 cm du bas de la couche; les sondes T5, dans la couche de rétention d'eau, à 15 cm de l'interface avec la couche de drainage. Les blocs Watermark W2 et W4 ont été disposés respectivement au même niveau que les sondes T3 et T5.

Le suivi de la performance de la CEBC du site LTA a nécessité d'autres phases d'instrumentation au cours desquelles des nouvelles stations de mesure, particulièrement sur la partie inclinée des digues, ont été établies et des senseurs défectueux ont été remplacés. La dernière phase d'instrumentation du site LTA a eu lieu au cours de l'été 2006. Aucun nouvel équipement n'a été installé dans le secteur sud de la CEBC où la surface phréatique est localisée dans la couverture. Une série de stations de



monitoring a été installée sur le plateau (Stations CS 06) ainsi que sur les pentes (Stations PS 06) du site. L'emplacement des stations est montré sur une vue en plan du site à la figure 3.8.

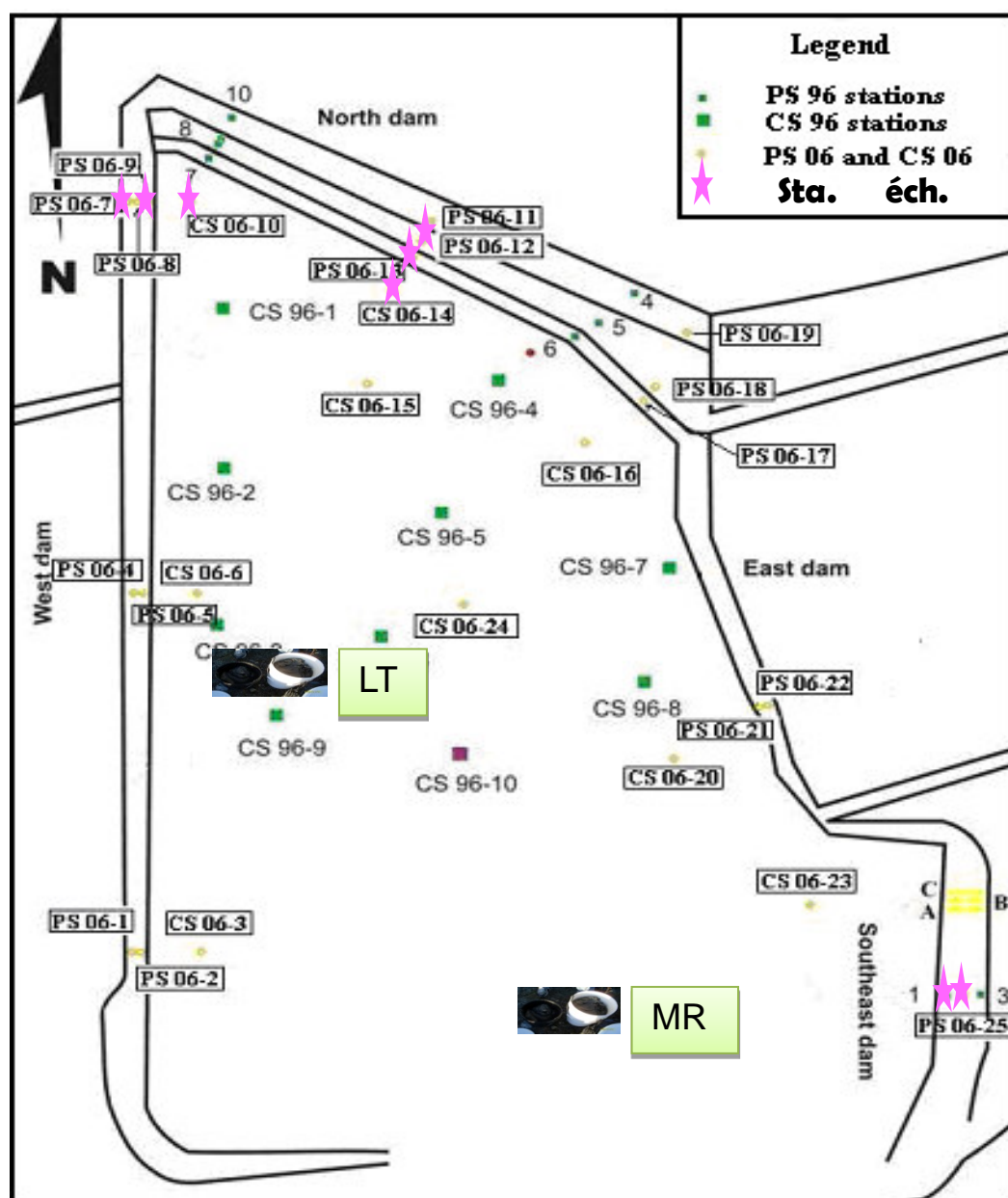


Figure 3.8 : Emplacement de différentes stations fonctionnelles après la ré-instrumentation du site LTA en été 2006 (Adapté de Maqsooud et al. (2006b)) et des endroits où des échantillons de résidus LTA et de MRN ont été prélevés.



Durant ces travaux de ré-instrumentation du site, des sondes ECH<sub>2</sub>O (qui utilisent la technique de réflectométrie dans le domaine de fréquence RDF) et Watermark permettant respectivement un enregistrement continu de teneurs en eau volumique et de succions matricielles ont été installées dans la couche de rétention d'eau à la station CS 06-10.

Le suivi du comportement hydrique de la CEBC du site LTA et les travaux de modélisation numériques ont permis de bien comprendre le comportement hydrogéologique de la CEBC. Les résultats ont montré que la CEBC est plus efficace sur le secteur plat que sur les secteurs en pente. Un résultat typique est montré à la figure 3.9 où l'on voit que les teneurs en eau volumiques dans la couche de rétention d'eau sont au-delà de 39%. Au niveau de la station PS 96-1 située en haut de la pente de la digue sud-est du site, les teneurs en eau volumiques varient en général entre 30 et 40% (voir Figure 3.10). Des désaturations locales apparaissent sur les secteurs inclinés en raison de l'effet de la pente qui affecte ce comportement hydrique et ainsi nuit à l'efficacité de la CEBC utilisée pour limiter la migration des gaz vers les rejets (voir Figures 3.9 et 3.10). Le suivi des paramètres hydriques à l'ensemble de ces stations de mesure a montré une désaturation en haut de la digue sud-est de la CEBC du site LTA, à cause de la géométrie de la pente (Bussière et al., 2003a ).

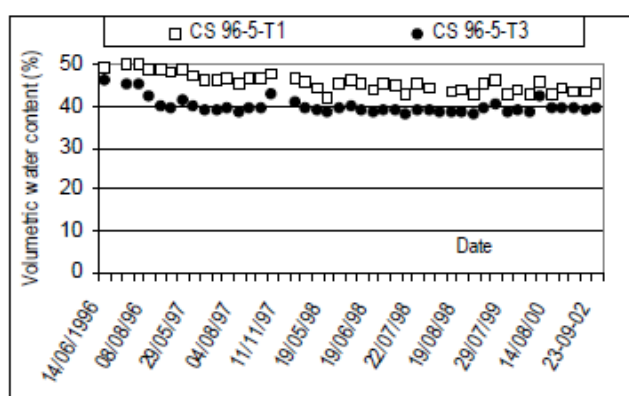


Figure 3.9 : Évolution des mesures des teneurs en eau volumiques à la station CS 96-5 située au milieu du secteur plateau de la CEBC du site (Tiré de Bussière et al., 2003a).

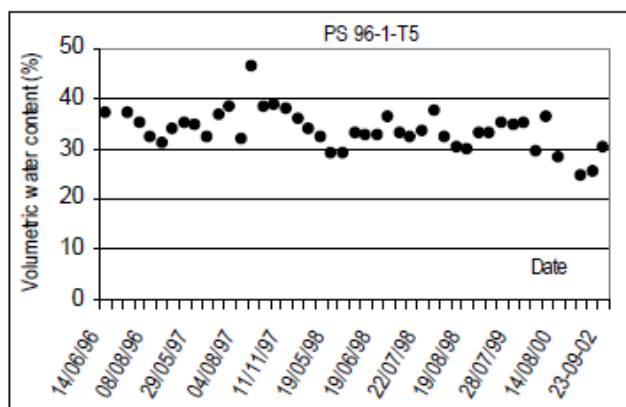


Figure 3.10 : Évolution des mesures des teneurs en eau volumiques à la station PS 96-1 située en haut de la pente de la digue Sud-est de la CEBC du site (Tiré de Bussière et al., 2003a).

## 3.2 Travaux de terrain réalisés

### 3.2.1 Objectif

Généralement, la performance d'une CEBC en termes du contrôle du flux d'oxygène est indirectement déterminée à partir des modèles numériques ou analytiques (e.g. Yanful, 1993; Aubertin et al., 1997a, 1999b; Bussière, 1999; Bussière et al., 2003c; Dagenais et al., 2005; Mbonimpa et al., 2008c). En partant de la porosité  $n$  et du degré de saturation  $S_r$  (ou de la teneur en eau volumique  $\theta_w$ ) déterminés sur terrain, le coefficient effectif de diffusion de l'oxygène ( $D_e$ ) est estimé selon l'équation [2.21] et les deux premières lois de Fick sont utilisés pour estimer le flux d'oxygène (e.g. Collin et Rasmusson, 1988; Nicholson et al., 1989a; Mbonimpa et al., 2003).

Afin de faire une investigation approfondie de la performance de la CEBC du site LTA comme barrière à l'oxygène, des travaux d'échantillonnage du profil vertical de gaz interstitiel ont été conduits *in-situ* à partir de l'été 2007. Les stations de monitoring du gaz de sol ont été installées proche de huit stations instrumentées (voir Figure 3.8): deux stations situées sur le secteur du plateau (CS 06-10 et CS 06-14) et six autres placées sur les pentes, secteurs considérés problématiques où des désaturations locales ont été observées (PS 06-8, PS 06-9, PS 06-12, PS 06-13, PS 97-1 et PS 06-25). Le nombre de stations d'échantillonnage du gaz interstitiel est plus élevé

au niveau des digues que du plateau de la couverture afin d'évaluer l'impact de la pente sur la performance de la CEBC du site LTA. Parallèlement à l'échantillonnage du gaz interstitiel, une mesure ponctuelle de la teneur en eau volumique a été réalisée. La succion n'a pas été mesurée.

### **3.2.2 Échantillonnage du gaz de sol sur le site LTA**

Lors de cette étude, deux techniques d'échantillonnage de gaz interstitiel ont été adaptées: le fonçage direct du tube échantillonneur et l'installation de pointes dédiées. Toutes ces méthodes sont des méthodes actives telles que défini à la section 2.3.2.

#### **3.2.2.1 Fonçage direct du tube échantillonneur**

Le principe de cette méthode a été décrit à la section 2.3.2.1. On a utilisé un échantillonneur de gaz, réutilisable, de type « GAS VAPOR PROBE KIT with RETRACT-A-TIP » construit par AMS Inc. Le système comprenait des tiges-sondes extensibles vides à l'intérieur pour laisser passer des tubes d'échantillonnage flexible en fluoropolymère, une pompe manuelle (dans la suite remplacée par une pompe péristaltique), un cric d'extraction, et un marteau coulissant. Le tube flexible en fluoropolymère est solidement attaché à la pointe. La tige-sonde est enfoncée par battage dans le sol manuellement à l'aide d'un mouton (elle peut aussi être enfoncée mécaniquement avec un outil rotatif électrique) jusqu'à la profondeur d'échantillonnage désirée. Une fois que la profondeur voulue est atteinte, la sonde est soulevée légèrement, de façon à ouvrir son extrémité inférieure. La figure 3.11 montre la tige-sonde à la fin du fonçage (a) et en position soulevée pour procéder à l'échantillonnage (b). Le gaz du sol est alors pompé et analysé sur place à l'aide de senseurs optiques d'oxygène, ou stocké dans des sacs étanches (Tedlar bags) initialement purgés à l'azote et ensuite vidés de gaz pour des analyses ultérieures au laboratoire (voir Figures 3.11 et 3.12(a)). Pour réaliser des échantillonnages à des horizons plus profonds dans la même station, la tige-sonde peut être allongée au besoin et encore une fois être enfoncée jusqu'à la nouvelle profondeur. À la fin de l'échantillonnage, la tige-sonde est retirée du sol à l'aide du système d'extraction (voir Figure 3.12(b)). Il faut noter que tout le système d'échantillonnage est purgé à l'azote avant chaque fonçage pour enlever tout oxygène stagnant.

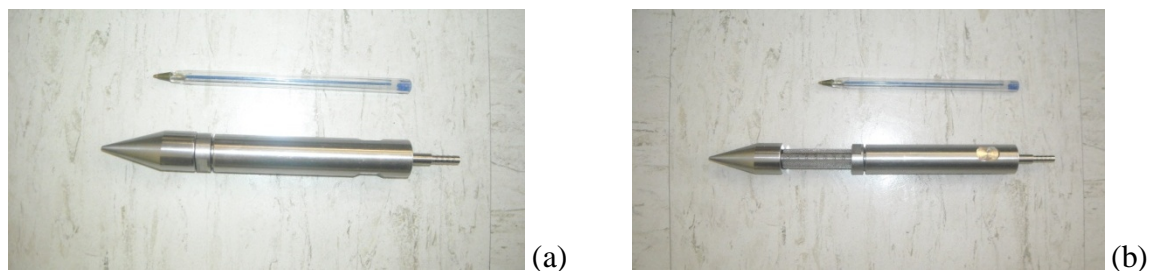


Figure 3.11 : Tige-sonde (a) à la fin du fonçage et (b) en position soulevée pour procéder à l'échantillonnage (Mbonimpa et al., 2008b).

Même si cette technique de fonçage directe a été testée et s'est avérée efficace (Mbonimpa et al. 2008b), elle n'est pas adaptée lorsque l'on vise à mesurer l'évolution des profils de concentrations d'oxygène en fonction du temps. Pour cela, la technique de pointes dédiées a été appliquée dans la suite.

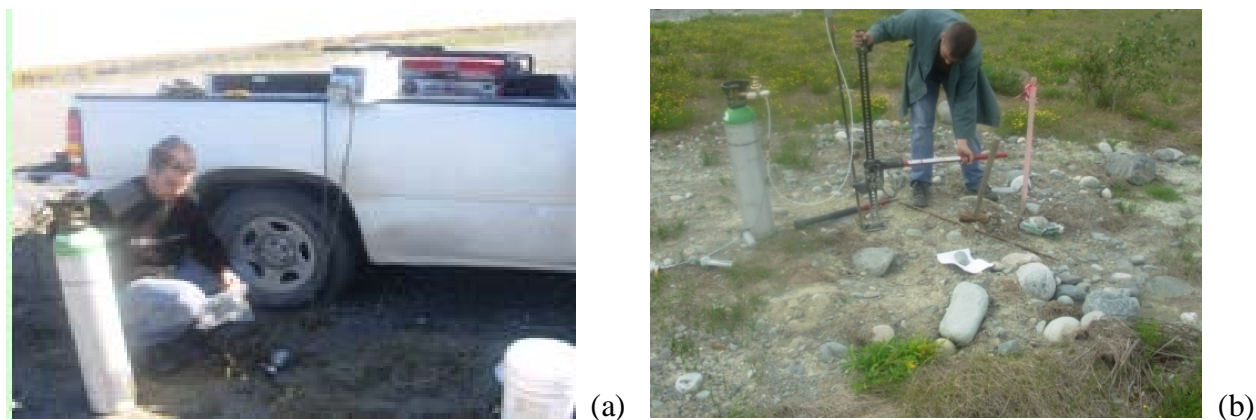


Figure 3.12 : (a) Échantillonnage du gaz interstitiel à l'aide du système tiges-sondes reliées à un tube plastic à l'aide d'un pompage péristaltique, (b) Extraction de la tige sonde.

### 3.2.2.2 Technique de pointes dédiées

Une deuxième technique a été appliquée afin de mesurer la concentration d' $O_2$  dans la CEBC du site LTA. Des pointes rigides et perforées (voir Figure 3.13) ont été implantées de façon permanente à différentes profondeurs dans les couches de la couverture CEBC et dans les résidus sulfureux sous-jacents. Ces pointes dédiées sont conçues pour des échantillonnages répétitifs de gaz de sol aux

mêmes profondeurs de mesure. La pointe rigide perforée est reliée à un tube en fluoropolymère de faible diamètre (diamètre intérieur de 4 mm) qui s'étend dans une tige métallique. Cette tige est enfoncée dans le sol manuellement à l'aide d'un marteau coulissant (ou par un marteau électrique à percussion). Une fois la profondeur cible atteinte, la tige seule est retirée en utilisant un cric spécial et la pointe reste à la profondeur désirée. L'espace laissé par la tige métallique est rempli de sable sec très fin, puis d'un coulis de bentonite pour constituer un bouchon autour de la pointe et éviter de tirer l'air en dehors de la zone cible d'échantillonnage.

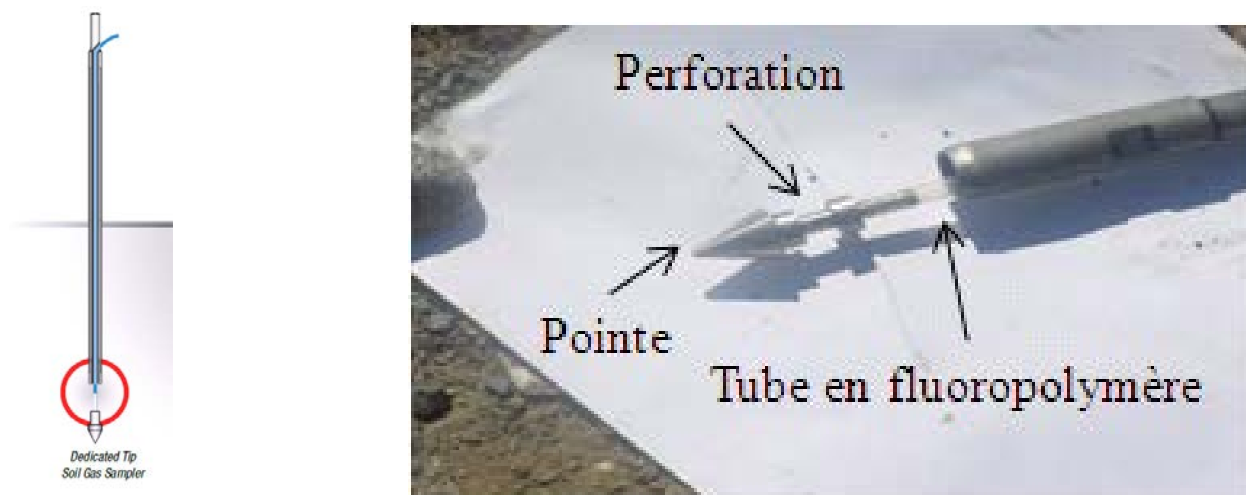


Figure 3.13 : Pointe rigide et perforée attachée à un tube en fluoropolymère inséré à travers l'extension métallique de fonçage.

Le tube en fluoropolymère qui s'étend de la pointe perforée jusqu'à la surface sert à échantillonner le gaz interstitiel par pompage manuel ou en utilisant une pompe péristaltique. Ces échantillons sont par la suite analysés directement sur le site à l'aide des senseurs optiques d'oxygène ou stockés dans des sacs étanches Tedlar pour des analyses ultérieures au laboratoire. Il faut noter que l'extrémité ouverte des tubes doit être fermée après chaque usage pour éviter l'entrée de l'oxygène atmosphérique dans les résidus.

Dans cette étude, cette méthode non destructive d'installation des pointes dédiées sans excavation décrite ci-dessus a été utilisée. Il est aussi possible de mettre en place la sonde au moment de la construction ou après excavation. La figure 3.14 illustre la configuration typique pour une des stations d'échantillonnage sur le site LTA. Les tubes plastiques visibles en plan ont été placés à différentes profondeurs de la CEBC et des résidus sous-jacents (voir section 3.2.4). Les tubes sont supportés par des piquets en bois.



Figure 3.14: Configuration typique pour l'échantillonnage du gaz interstitiel avec des pointes dédiées implantées à différentes profondeurs de la CEBC du site LTA.

### 3.2.3 Mesure de la concentration d'oxygène

Pour les deux techniques précédemment décrites, les mesures de concentrations d'oxygène réalisées sur le site LTA ont été effectuées avec des senseurs de type « Oxygen Sensitive Optopode PSt3 » de

la compagnie PreSens GmbH (Allemagne) avec un appareil de lecture OXY-10 de la même compagnie (voir figure 3-15). Les « Oxygen Sensitive Optopode PSt3 » sont des senseurs optiques d'une grande précision ( $\pm 0,1\%$  oxygène) qui mesurent les concentrations d'oxygène en phase gazeuse ou dissout dans l'eau. Ces senseurs donnent une réponse en moins de 10 secondes en phase gazeuse et en moins de 60 secondes en solution.

Avant chaque essai, les senseurs optiques d'oxygène, sensibles aux variations de température, nécessitent au préalable une calibration. La calibration conventionnelle se fait en deux opérations; (1) étalonnage dans l'eau sans oxygène (calibration 0%) et (2) étalonnage en air saturé en vapeur d'eau (calibration 100%). La première opération (calibration 0%) se fait en dissolvant 1 g de sulfate de sodium ( $\text{Na}_2\text{SO}_3$ ) dans un tube de calibration où on a versé 100 ml d'eau, afin d'éliminer toute la quantité d'oxygène dans l'eau. Le senseur reste un instant dans la solution jusqu'à une lecture de 0 % d'oxygène dans le système de visualisation. Cette dernière opération doit être suivie d'un rinçage du senseur avec de l'eau afin d'enlever le sulfate de sodium restant à sa surface. La durée de conservation de cette solution est de 24 heures tant que le récipient est fermé hermétiquement pour éviter toute contamination avec l'oxygène externe. La deuxième opération (calibration 100%) consiste à placer du coton humide dans un autre tube de calibration, puis à insérer le senseur dans l'air au-dessus du coton à travers le bouchon du tube fermé. Cette phase prend généralement 2 minutes, le temps de s'assurer que l'air est saturé en vapeur d'eau (20,9% d'oxygène de l'atmosphère). Pour chacune de ces opérations, la température mesurée dans le tube de calibration doit être entrée dans le logiciel de contrôle des mesures.

Il faut noter ici qu'il faut bien choisir les journées d'échantillonnage en fonction des périodes de l'année et des prévisions météorologiques. En effet, au cours des mois de mai et juin, les couches des matériaux sont encore gorgées d'eau après le dégel de la neige et des sols ainsi qu'après les précipitations, ce qui réduit les concentrations en oxygène interstitiel. Pour faire les mesures dans des périodes défavorables (avec des concentrations en oxygène interstitiel relativement élevées), seuls les mois de juillet à septembre ont été visés pour l'échantillonnage, mais là aussi il fallait préalablement avoir quelques jours sans précipitations.

Les mesures de concentration d'oxygène se basent sur la réduction de la luminescence de l'oxygène une fois excitée (Stern et Vollmer, 1919). Une lumière bleue modulée est envoyée dans la fibre optique munie d'une couche sensible à la fluorescence de l'oxygène à son extrémité. Cette lumière fluorescente retourne par la fibre optique et est quantifiée par un appareil. En présence d'oxygène, la fluorescence diminue. L'intensité de la fluorescence et sa durée (mesure du décalage de la phase comparée à celle de la lumière bleue d'excitation) sont dépendantes de la concentration en oxygène (Holst et al., 1995).



Figure 3.15 : Senseur optique d'oxygène (type Presens) et système de lecture OXY-10

( [www.presens.de](http://www.presens.de) ).

La technique de mesure directe de la concentration d'oxygène utilisée sur le terrain est illustrée dans la figure 3.16. Le gaz interstitiel du sol est pompé à partir du tube en fluoropolymère. Un senseur d'oxygène inséré dans le tube de refoulement de la pompe et connecté à l'appareil de lecture OXY-10 mesure la concentration d'oxygène au cours du pompage et les données sont visualisées sur un PC. Une décroissance de la concentration d'oxygène mesurée est observée jusqu'à ce qu'elle se stabilise. Après chaque mesure, le bout de tube de pompage est bouchonné pour éviter tout échange d'air avec le milieu extérieur.

Il faut mentionner qu'un échantillonnage du gaz dans les sacs étanches, suivi d'analyse à l'aide d'un chromatographe en phase gazeuse a été initialement utilisé en 2006. Les doutes sur l'étanchéité de certains sacs a conduit à l'abandon de cette procédure (Mbonimpa et al., 2008b). Un total de sept



séries de mesures de concentration d'oxygène a été effectué de 2007 à 2009 à l'aide de ces pointes implantées à différentes profondeurs dans les huit stations.

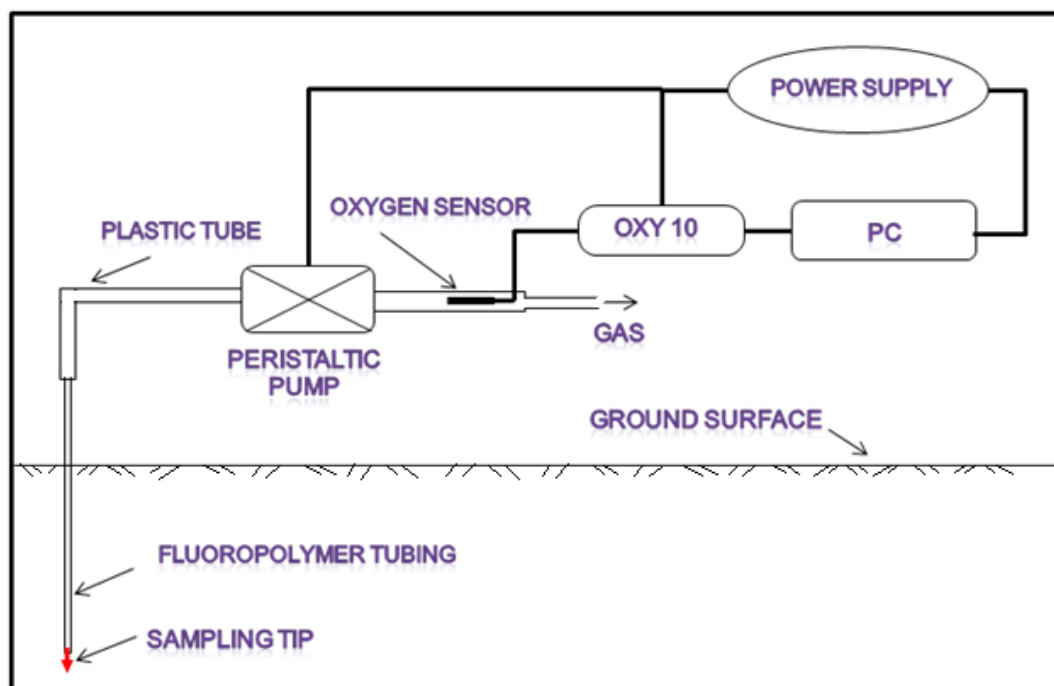


Figure 3.16 : Mesure de la concentration d'oxygène dans le gaz pompé à partir du sol à l'aide d'un senseur optique d'oxygène (Mbonimpa et al., 2008b).

### 3.2.4 Stations d'échantillonnage

Tel que déjà mentionné, l'échantillonnage du gaz interstitiel dans les matériaux de la CEBC et dans les résidus sous-jacents a été réalisé sur un total de huit stations, dont deux installées sur le plateau (CS 06-10 et CS 06-14) et six sur les parties inclinées du site. Sur la digue ouest, PS 06-09 est localisé près du haut de la pente alors que PS 06-08 est localisé à peu près à mi-pente. Deux stations de la digue nord ont été instrumentées, à savoir PS 06-13 près du haut de la pente et PS 06-12 sur la berme située au milieu de la digue (voir Figure 3.17). La localisation de ces stations est présentée à la figure 3-8. Les stations des digues ouest et nord sont respectivement sur le même alignement que les stations CS 06-10 et CS 06-14 du plateau (voir Figure 3.17).

Deux autres stations d'échantillonnage du gaz interstitiel ont été installées sur la partie sud de la digue est. La station PS 96-01 a été implantée en haut de la pente et celle de PS 06-25 à son milieu.

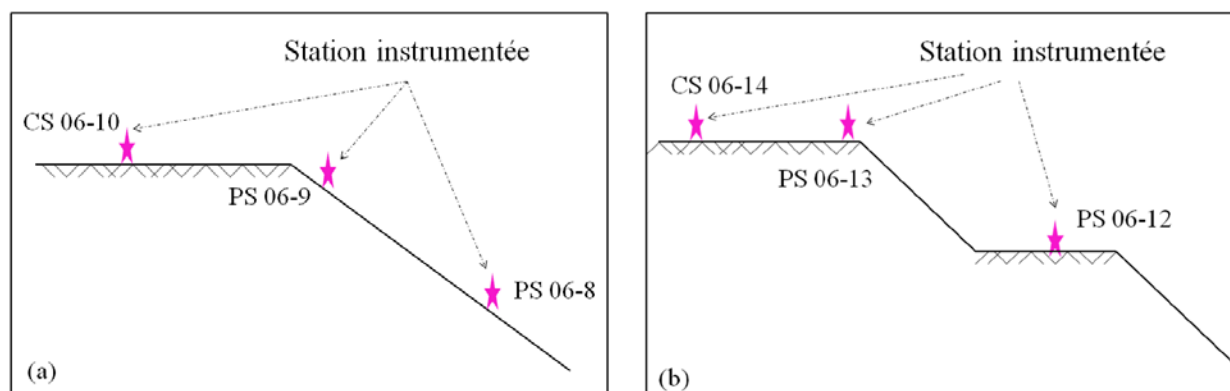


Figure 3.17 : Emplacement schématique des stations instrumentées sur les digues (a) ouest et (b) nord de la CEBC du site LTA.

Toutes les stations d'échantillonnage de gaz ont été installées proches des stations de mesure des teneurs en eau volumique et des succions (auscultation du comportement hydrique). Les sondes d'échantillonnage qui ont été mises en place dans chaque station sont généralement au nombre de cinq (P0 à P4) et installées tel que montré à la figure 3.18. Les positions des sondes correspondent environ à celles des mesures des propriétés hydriques (voir Figure 3.7), à l'exception de la sonde placée dans les résidus. Leurs profondeurs par rapport à la surface du sol varient selon les épaisseurs des deux couches supérieures de la CEBC calculées à partir des épaisseurs de couches de la CEBC déterminées lors des travaux de ré-instrumentation entrepris sur site LTA au cours de l'été 2006 (voir Tableau 3.2).

Tableau 3.2 : Caractéristiques principales de certaines couches de la CEBC du site LTA d’après la campagne de ré-instrumentation du site réalisé en Juin 2006 [tiré de Maqsoud et al. (2006b)].

Station	Couche de protection	Couche de rétention d’eau	
	Épaisseur (cm)	Épaisseur (cm)	Nature
PS 06-8	25	65	Silt naturel
PS 06-9	45	60	Silt naturel
PS 06-12	40	110	MRN
PS 06-13	45	55	MRN
PS 06-25	25	60	MRN
CS 06-10	40	70	MRN
CS 06-14	36	104	MRN

Lors de cette ré-instrumentation du site, seules les couches de drainage et de rétention d’eau de la CEBC ont été excavées. L’épaisseur de la couche de bris capillaire a été supposée être de 50 cm, tel que prévu lors de la construction de la CEBC. Dans certains cas, la présence de cailloux dans la couche de bris capillaire a empêché la pénétration des tiges. La profondeur atteinte en ce moment a défini la position d’implantation des pointes métalliques. Les profondeurs des pointes de mesure d’O<sub>2</sub> (P0 à P4) par rapport à la surface de la CEBC sont données dans le tableau 3.3.

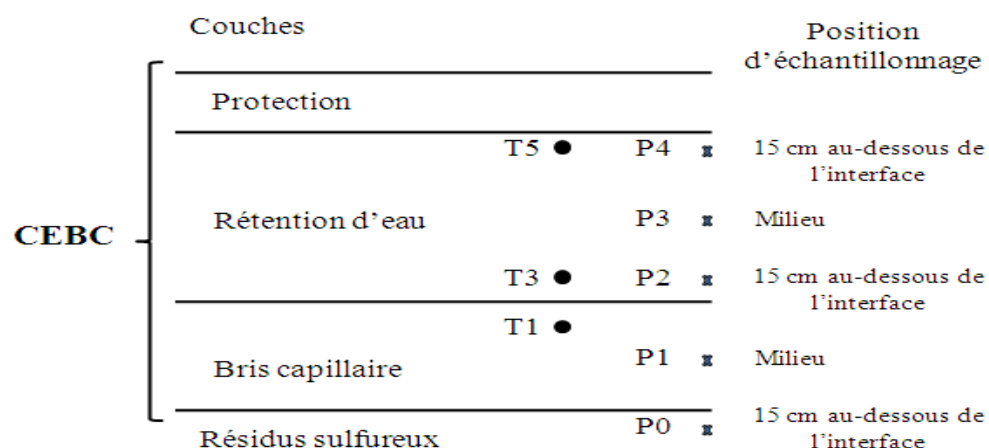


Figure 3.18 : Disposition des pointes de mesure de concentration d'oxygène (P0 à P4) et des sondes RDT (T1, T3 et T5) dans une station d'échantillonnage de gaz interstitiel.

Tableau 3.3 : Profondeurs mesurées (en cm) des pointes de mesure de O<sub>2</sub> (P0 à P4) par rapport à la surface de la CEBC (une épaisseur de 50 cm est considérée pour la couche de bris capillaire).

Station	P4	P3	P2	P1	P0
PS 06-08	45	63	85	125	170
PS 06-09	60	75	90	130	160
PS 06-12	55	95	135	175	195
PS 06-13	50	73	95	125	155
PS 06-25	40	55	70	110	165
PS 96-01	30	47	94	135	155
CS 06-10	—	75	97	115	175
CS 06-14	51	88	152	175	205

### 3.3 Travaux de laboratoire

#### 3.3.1 Validation du système de mesure *in-situ*

Avant d'utiliser le système d'échantillonnage du gaz interstitiel au site LTA, un essai de validation des systèmes d'échantillonnage et de mesure a été réalisé au laboratoire de l'URSTM à l'UQAT. Le but de ce test est de comparer les concentrations d'oxygène mesurées directement avec un capteur optique d'oxygène installé à une profondeur donnée dans un sol et les valeurs mesurées par le système d'échantillonnage à l'aide d'une pointe dédiée installée à la même profondeur.

Initialement, cette procédure a été appliquée sur le site LTA en été 2007, à la station CS 06-10 et à proximité des pointes dédiées installées dans la CEBC et les résidus sous-jacents en 2006. Trois capteurs optiques ont été directement implantés dans les matériaux de la couche de rétention d'eau après excavation, aux mêmes niveaux que les pointes dédiées. Les deux couches excavées de la CEBC ont été remises à leur état initial (en faisant attention à ne pas mélanger les deux types de matériau). Toutefois, à cause d'une rupture accidentelle des câbles en fibre optique de ces capteurs après leur installation, cette validation *in-situ* a été abandonnée et on a décidé de faire cette validation au laboratoire.

Le dispositif expérimental adopté pour la validation est montré à la figure 3.19. Un mélange moyennement humidifié de résidus miniers réactifs avec du stérile minier légèrement réactifs et de la silice (sable) a été déposé au fond d'un baril. Ce mélange a été choisi et préparé de façon à avoir un système suffisamment poreux pour que l'oxygène puisse circuler facilement et ainsi obtenir des valeurs de concentrations d'oxygène initialement élevées lorsque le mélange est exposé à l'air. Un capteur optique de type Oxygen Sensitive Optopode PSt3 dont l'extrémité a été couverte avec du géotextile pour le protéger des particules fines et une pointe dédiée (couverte également de géotextile afin d'empêcher les particules fines de bloquer l'aspiration du gaz à partir des petites orifices) ont été installés à la même profondeur lors du remplissage du baril. La pointe est reliée à un tube plastique. Le capteur optique est directement relié au système de mesure d'oxygène (OXY 10) et de visualisation de lecture (ordinateur), tel que schématisé à la figure 3.16.

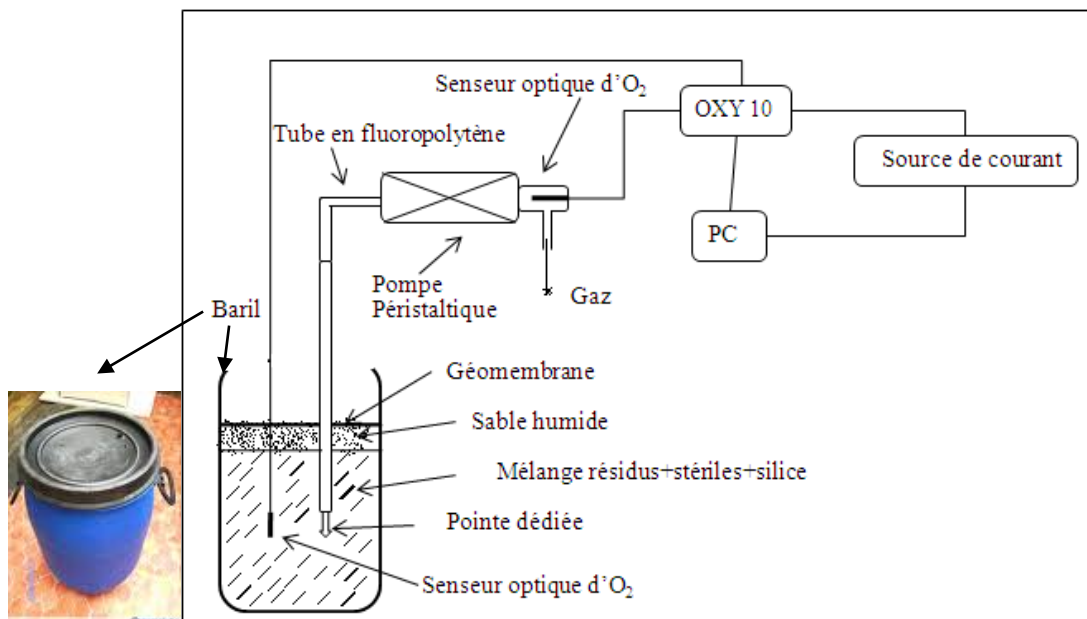


Figure 3.19 : Schématisation du montage de validation au laboratoire du système d'échantillonnage et de mesure de la concentration d'oxygène *in-situ*.

La variation de concentration d'oxygène fournie par la sonde optique est mesurée en continue. Elle est comparée avec la concentration d'oxygène dans les échantillons prélevés de façon ponctuelle. Pour une validation du mode d'échantillonnage de gaz interstitiel sur une large plage de valeurs (entre 0 et 20,9%), une barrière à l'oxygène constituée par un recouvrement, à savoir du sable totalement humide et une géomembrane, a aussi été ajoutée à la surface des matériaux. Le degré de saturation dans le mélange réactif sous le recouvrement a aussi été augmenté par un arrosage (après avoir enlevé la géomembrane qui était remplacée après l'arrosage). Les résultats de la validation sont présentés plus loin.

### 3.3.2 Caractérisation géotechnique des matériaux

La distribution de la taille des particules (distribution granulométrique) et la densité spécifique des résidus MRN utilisés dans la construction de la CEBC du site LTA et des résidus LTA sous-jacents ont été déterminées.

La distribution granulométrique de ces résidus a été déterminée à l'aide d'un granulomètre laser Malvern Mastersizer permettant d'analyser des particules entre 0,01  $\mu\text{m}$  à 1 mm. Le principe de cet appareil consiste à mesurer la déviation d'un faisceau laser lorsqu'il passe au travers d'une suspension aqueuse du matériau à analyser. Cette déviation du rayon laser dépend de la géométrie du grain avec lequel il fait incidence et l'intensité de ce rayonnement est fonction de la quantité de particules de même taille. Une courbe de la distribution granulométrique volumique est alors obtenue. Des détails sur les techniques de mesure granulométriques sont donnés par Merkus (2009).

La densité relative des grains solides  $D_r$  a été mesurée à l'aide du pycnomètre à hélium Micromeritics Accupyc 1330 (ASTM D5550 - 06) qui permet de déterminer la masse volumique d'un matériau avec une précision de 0,001 g/ml. Dans cette approche, un échantillon séché de masse déterminée du matériau étudié a été introduit dans une chambre d'analyse. Ensuite, on a injecté de l'hélium dans la chambre pour la pressuriser jusqu'à atteindre une pression prédéterminée. Cet hélium a ensuite traversé dans une chambre d'expansion à volume connu et l'appareil a mesuré la pression d'équilibre. Par la loi des gaz parfaits, il est possible de calculer précisément le volume de l'échantillon examiné. La densité est donnée directement par le rapport masse sur volume.

### **3.3.3 Caractérisation géochimique et minéralogique**

Pour mesurer les éléments majeurs et en trace dans les matériaux étudiés, une analyse élémentaire a été effectuée à l'analyseur chimique couplé au plasma inductif (ICP-AES) au laboratoire. . Le spectromètre d'émission atomique utilise le plasma à couplage inductif pour produire une excitation des atomes et des ions dans l'échantillon. Ces atomes et ions excités émettent des rayonnements électromagnétiques aux longueurs d'onde caractéristiques de chaque élément. L'intensité de cette émission nous renseigne sur la concentration de l'élément à l'intérieur de l'échantillon. L'analyse ICP-AES porte sur la détermination des teneurs des éléments Al, Ba, Bi, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mg, Mn, Mo, Ni, Pb,  $S_{\text{total}}$ , Sb, Sn, Ti, Zn et une approximation des teneurs de éléments qui peuvent se volatiliser tel que As, Be, et Se.

Dans le but de compléter l'examen chimique des échantillons des résidus, on a utilisé l'analyse au LECO. Cette méthode applique la technique de combustion pour la détermination du carbone total et du soufre total dans des échantillons inorganiques. Elle est considérée comme précise et rapide pour l'évaluation de ces éléments sur une large bande de concentration. Le principe de la méthode consiste à brûler les échantillons avec des combustions accélérées à haute température et sous oxygène jusqu'à l'obtention d'une fonte totalement liquide. Le carbone dans l'échantillon est oxydé vers du dioxyde du carbone ( $\text{CO}_2$ ) et le soufre est converti au dioxyde du soufre ( $\text{SO}_2$ ) dans un temps relativement court. Les  $\text{CO}_2$  et  $\text{SO}_2$  sont par la suite mesurés par des détecteurs infra-rouge (IR).

L'identification des différents minéraux présents dans les échantillons pulvérisés et micronisés a été réalisée à l'aide d'un diffractomètre de rayons X pour poudres muni d'un compteur à scintillation. Cette technique d'analyse minéralogique consiste à bombarder l'échantillon avec des rayons X et à enregistrer l'intensité du rayonnement diffusée en fonction de l'angle de déviation  $2\theta$  du faisceau. Le spectre de diffraction obtenu, appelé diffractogramme, permet de déterminer la nature de chaque phase cristalline au sein d'un mélange. Pour ce faire, une fiche (sous la forme d'une liste de pics) est consultée. Dans cette liste de pics, la position  $2\theta$  est convertie en distance inter-réticulaire par la loi de Bragg pour déterminer une valeur indépendante de la longueur d'onde des rayons X et l'intensité  $I$  de chaque pic est exprimée en pourcent % (ou en pour mille ‰), 100 % (ou 1 000 ‰) étant la hauteur du pic le plus intense. Une base de données est ainsi constituée et chaque diagramme mesuré sur un nouveau produit est comparé à toutes les fiches de la base de données. L'investigation des phases minérales a été effectuée à partir du diffractogramme avec le logiciel Eva et la quantification des proportions a ensuite été calculée à l'aides du logiciel Topas qui utilise la méthode Rietveld (1969).

### **3.3.4 Essais de diffusion et de consommation d'oxygène en cellules fermées**

Les techniques de mesure des coefficients effectifs de diffusion ( $D_e$ ) et du taux de consommation d'oxygène ( $K_r$ ) ont été décrites à la section 2.2. Dans ce projet, des mesures de  $D_e$  et  $K_r$  ont été réalisées à l'aide de cellules à deux chambres et à une seule chambre. Les matériaux MRN et des résidus LTA ont été testés à différents degrés de saturation.



### 3.3.4.1 Cellule à deux réservoirs

La cellule de diffusion et consommation d'oxygène (DCO) utilisée comprend un cylindre plexiglas de 11 cm de diamètre et de 22 cm de hauteur avec quelques orifices sur les parois pour permettre un échange de gaz avec le milieu extérieur en cas de besoin. Les figures 3.20 et 3.21 montrent respectivement une photo et une représentation schématique du dispositif de la cellule DCO à deux réservoirs. Deux senseurs électrochimiques de type « Teledyne R17A » (voir Figures 3.22 et 3.23) sont fixés dans les deux couvercles de la partie source et la partie réservoir du système et ils mesurent la concentration d'oxygène en mV convertible en concentration d'oxygène. Ces senseurs sont fonctionnels sur une gamme de température de fonctionnement variant entre 0° et 40°C et ils sont calibrés dans l'air libre et dans l'azote pur avant chaque essai. Le temps de réponse de ces senseurs est de 6 s et leur résolution de 0,1% d'oxygène et leur durée de vie est de 36 mois lorsqu'ils sont exposés à l'air à 25°C.

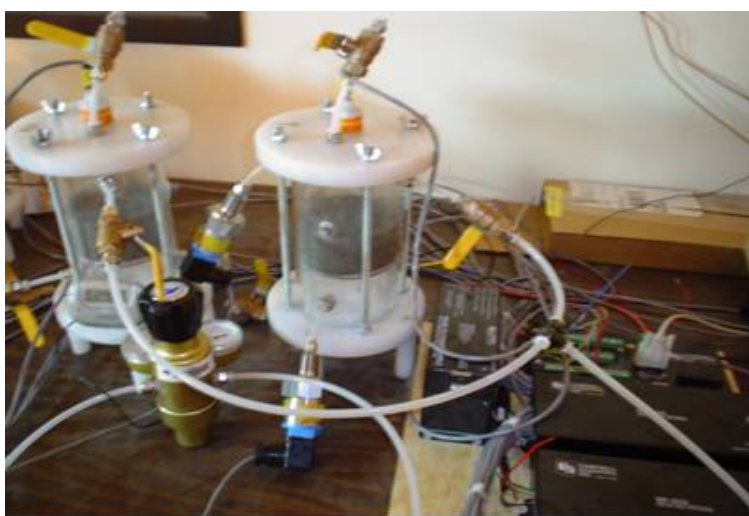


Figure 3.20 : Photo de la cellule de diffusion et de consommation d'oxygène à deux réservoirs (au total, 6 cellules ont été utilisées).

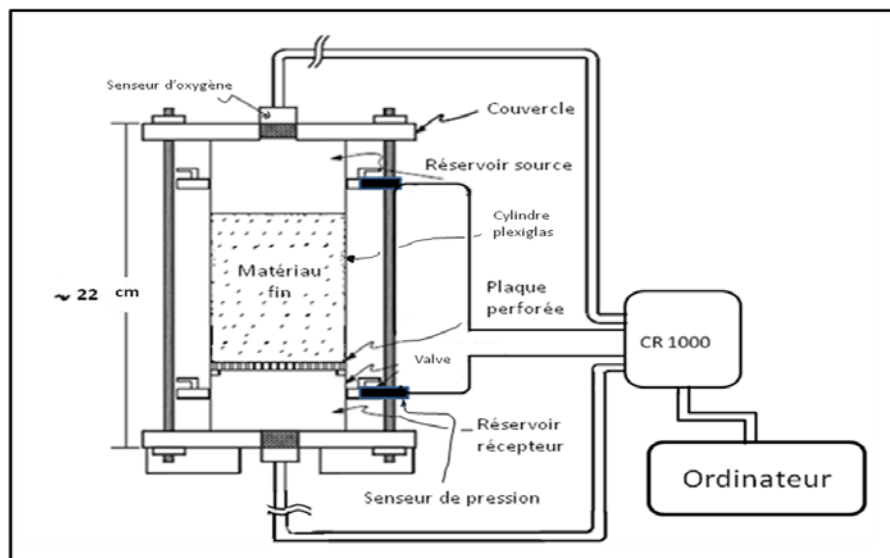


Figure 3.21 : Représentation schématique de la cellule de diffusion utilisée pour évaluer les paramètres du flux d'oxygène  $D_e$  et  $K_r$  (adaptée de Aubertin et al., 1995, 2000 et Mbonimpa 2002a, 2003).



Figure 3.22 : Senseur d'oxygène R17A

Deux senseurs de pression sont installés pour suivre l'évolution de la pression dans le temps au niveau de deux réservoirs. Les senseurs de pression utilisés au cours des essais DCO sont de type Cerabar T, PMC 131 (voir Figure 3.23). Ils sont fiables dans différents milieux : gazeux, liquide, vapeur ou poussière et ils permettent de mesurer la pression en mV convertibles en mbar. La gamme de mesure utilisée est entre -15 et +15 psi (-58,42 kPa et +58,42 kPa) et la température de mesure est entre -20 et 85°C.



Figure 3.23 : Senseurs de pression Cerabar T.

L'utilisation des senseurs électrochimiques d'oxygène requiert une calibration préalable. Cette calibration consiste à faire une comparaison des tensions données par le senseur de type Teledyne R17A avec les concentrations d'oxygène données par les senseurs optiques branchées à l'appareil de mesure l'OXY-10, en variant la teneur en oxygène de 0% à 20,9% dans une cellule fermée. Des résultats typiques de calibration de deux senseurs électrochimiques placés sur le réservoir source (S) et récepteur (R) sont donnés par les courbes de la figure 3.24. On a des relations linéaires entre la tension de sortie et la concentration d'oxygène, avec un coefficient de détermination  $R^2=1$  pour les deux senseurs.

Les senseurs de pression nécessitent également une calibration avant leur utilisation. Elle consiste à injecter de l'air sous pression dans une cellule d'essai et à mesurer la variation de pression pendant des jours avec les senseurs et avec un manomètre simultanément. Un résultat type de calibration des senseurs de pression est donné à la figure 3.25. Les senseurs d'oxygène et de pression sont connectés à un système multiplexeur CR1000 dont le rôle est de collecter les informations et de les transmettre à l'ordinateur. Les données sont lues par le logiciel LoggerNet qui enregistre, à une fréquence d'une minute, les données de concentration d'oxygène et de la pression sous forme de tension convertible en pourcentage d'oxygène ou en bars pour les pressions à l'aide des équations de calibration.

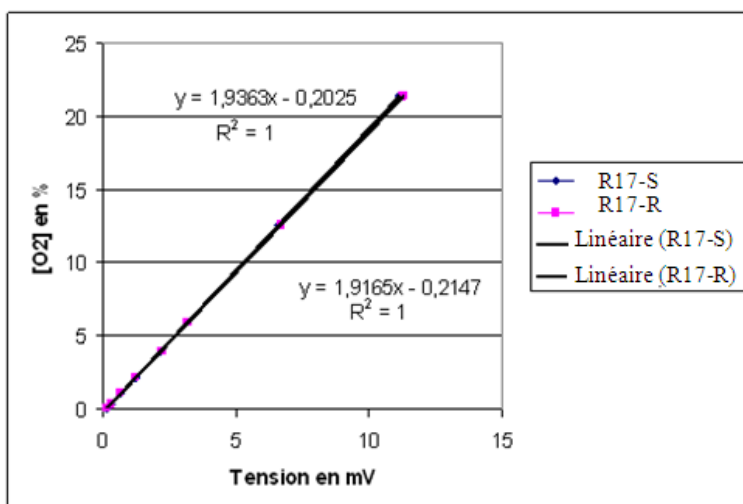


Figure 3.24 : Courbes de calibration typiques des 2 senseurs d'oxygène de type Teledyne R17A installés sur la même cellule (réservoir source (S) et récepteur (R)).

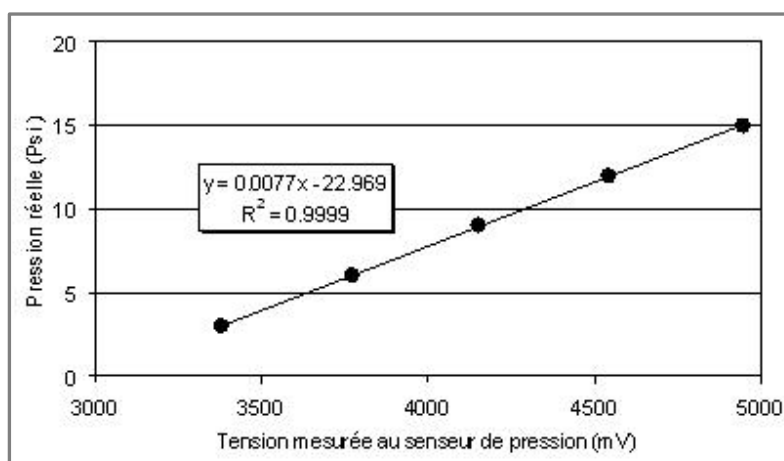


Figure 3.25 : Courbe de calibration typique pour les senseurs de pression utilisés.

Des tests d'étanchéité des cellules de diffusion et consommation d'oxygène doivent être menés afin d'empêcher tout échange de gaz avec le milieu extérieur. Pour cela, l'oxygène contenu dans les cellules est purgé en les remplissant d'azote puis en fermant toutes les valves. Des mesures de concentration d'oxygène sont par la suite prises pendant 24 heures. Lorsque les concentrations en  $O_2$  restent nulles, cela démontre que les cellules sont étanches. La mise en place des matériaux à tester peut alors commencer.

Les essais ont été réalisés sur les résidus LTA (séries d'essais L1 à L8 décrits au chap. 4) et MRN (séries d'essais M1 à M4 décrits au chap. 4) échantillonnés sur site LTA. Les points d'échantillonnage sont montrés à la figure 3.8. Les échantillons des deux résidus ont été pris à deux places différentes pour avoir des matériaux proches de la saturation. La nappe phréatique proche de la surface au point d'échantillonnage de MRN aurait compliqué l'échantillonnage des résidus LTA. Les deux types de résidus ont été conservés dans des petites chaudières au laboratoire, sous une couverture aqueuse pour éviter leur contact avec l'air et ainsi limiter leur oxydation. La quantité de matériau supposée nécessaire pour chaque série d'essai est asséchée dans une étuve sous atmosphère d'azote à une température d'environ 35 °C. L'échantillon est par la suite homogénéisé, puis mis en place dans le cylindre en plexiglas sur un géotextile, et il est densifié directement dans la cellule.

La procédure expérimentale de l'essai DCO est basée sur la décroissance de la concentration d'oxygène dans le réservoir source avec le temps. Avant de commencer notre expérience, la cellule contenant l'échantillon à tester est purgée à répétition avec de l'azote humidifiée afin d'empêcher toute perte d'humidité dans l'échantillon, jusqu'à ce que la concentration d'oxygène dans la cellule entière se stabilise à zéro. La cellule est laissée dans cet état pendant 24 h afin de vérifier qu'elle est bien étanche. Le réservoir source est ensuite ouvert brièvement afin d'atteindre les conditions atmosphériques (concentration d'oxygène 20,9% ou 280 mg/L). Une fois la cellule refermée, on suit l'évolution de la concentration de l'oxygène qui migre par diffusion à partir du réservoir source vers le réservoir récepteur, initialement vide d'oxygène. Dans le récepteur, la concentration d'oxygène augmente. Le système clos s'approche ensuite des conditions d'équilibre. La durée typique d'un essai est d'une à deux semaines.

L'évolution de la concentration d'oxygène ainsi que celle de la pression est suivie au cours du temps à l'aide du système d'acquisition de données CR1000 qui enregistre toutes les informations, à une fréquence d'une minute, dans un fichier particulier de l'ordinateur grâce au logiciel LoggerNet (livré avec le système d'acquisition de données). Pour ces conditions expérimentales, l'estimation des valeurs des paramètres  $D^*$  et  $K_r^*$  est basée sur un ajustement simultané des profils mesurés de la courbe de concentration avec le temps, dans les deux réservoirs de la cellule DCO avec ceux obtenus par modélisation à l'aide du logiciel POLLUTE (Rowe et al., 1994). Plus de détails sur

POLLUTE sont donnés à la section 2.2.2.3. Les valeurs initiales de  $D^*$  et  $K_r^*$  sont obtenues à partir de  $D_e$  et  $K_r$  estimés selon les expressions semi-empiriques présentées dans la partie 2.2.1 (voir respectivement les équations [2.21] et [2.23]). Des explications additionnelles sur la procédure d'interprétation sont présentées dans Aubertin et al. (1995, 1999b, 2000), Aachib et al. (2002, 2004), Mbonimpa et al. (2002a, 2003) et Gosselin (2007).

Avec le logiciel POLLUTE, les concentrations d'oxygène dans les réservoirs source et récepteur sont déterminés à la surface des résidus ou au fond des résidus alors que les senseurs d'oxygène sont installés dans les couvercles, à une distance égale à celle du réservoir. Dans le but de regarder l'uniformité des concentrations en oxygène dans le réservoir source d'une cellule en Plexiglas à deux réservoirs, un senseur optique a été introduit jusqu'à la surface d'un échantillon des résidus LTA déposé dans une cellule DCO à deux réservoirs (voir Figure 3.26). L'évolution de la concentration mesurée par le senseur optique a été comparée à celle obtenue à l'aide du senseur électrochimique placé à l'extrémité supérieure du réservoir. Les résultats obtenus sont présentés à la section 4.4.

La procédure expérimentale à deux réservoirs a fourni des résultats satisfaisants pour obtenir des valeurs des paramètres examinés  $D_e$  et  $K_r$  à des degrés de saturation inférieurs à 80%. Cependant, toutes les valeurs du taux de la réactivité des matériaux à degrés de saturation élevés (>80%) étaient quasiment nulles au cours d'une vingtaine de jours de mesure. La faiblesse de ces valeurs a été supposée reliée à la sensibilité l'eau des senseurs électrochimiques à en premier lieu (les senseurs placés en bas sont peut-être inondés avec le mélange d'eau et résidus) et d'autre part à l'imprécision de mesure de masses et volumes qui pouvait mener à une assez grande incertitude sur la porosité totale et la teneur en eau volumique des matériaux à l'essai (Gariépy, 2004; Gosselin, 2004, 2005, 2007). Comme 1<sup>ère</sup> révision (vérification), on a commencé par placer une couche de 2 cm environ du sable grossier et sec sous les résidus, afin de faciliter la conservation de l'eau dans les résidus fins par un effet de barrière capillaire sans influencer la diffusion du gaz dans les matériaux étudiés (Aubertin et al. 1995, 1999; Mbonimpa et al., 2002a, 2003). Les taux de réactivité calculés sont demeurés très faibles. Il a alors été décidé de changer le système usuel à deux réservoirs et de le remplacer par à une cellule à un seul réservoir avec des senseurs optiques. Ce montage d'essai a été

développé pour contrôler les paramètres spécifiques d'influence et minimiser en partie les imprécisions sur les mesures de masses et volumes (Gosselin, 2007).

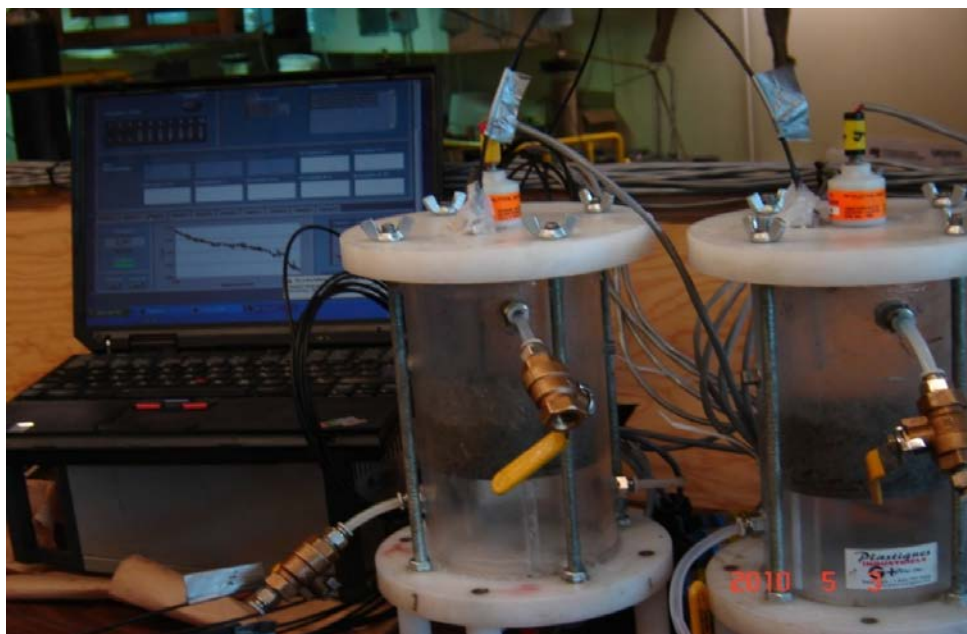


Figure 3.26 : Mesure de l'évolution de la concentration d'oxygène à la surface des résidus par un capteur optique et en haut du réservoir source par un capteur électrochimique.

#### 3.3.4.2 La cellule à un seul réservoir

Il s'agit d'une cellule de consommation d'oxygène à un seul réservoir source. Elle est composée d'un cylindre fabriqué en PVC de 10 cm de diamètre et de 10 cm de hauteur. La cellule est fermée à son extrémité inférieure. Deux valves sont installées sur le couvercle démontable du haut de la cellule pour un échange de gaz (azote ou air) avec le milieu extérieur. Un orifice pour accueillir le capteur optique (Sensitive Optopode PSt3) est placé au centre du couvercle. La figure 3.27 montre le dispositif de mesure de consommation d'oxygène avec cellules à un seul réservoir.

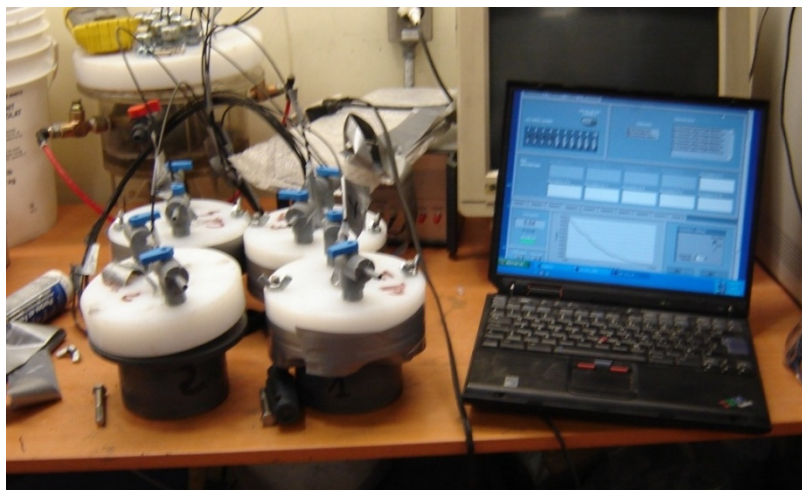


Figure 3.27 : Test de consommation d'oxygène à un seul réservoir (avec mesure de l'oxygène à l'aide de senseurs optiques de l'oxygène); 4 cellules sont utilisées en même temps.

Une fois l'étanchéité de la cellule confirmée, la procédure d'essai peut être résumée comme suit. Les matériaux étudiés sont déposés avec une épaisseur de 2 à 3 cm et sont faiblement compactés pour aplanir la surface. Le couvercle étanche à deux valves de communication du gaz avec le milieu extérieur est mis en place. Le senseur optique a été installé dans l'orifice fixé en haut du couvercle de façon à ce qu'il soit proche des résidus. De la silicone a été utilisée pour s'assurer de l'étanchéité autour de la sonde et des différentes valves. Au début, les deux valves ont été ouvertes et la cellule a été entièrement purgée avec de l'azote humidifié jusqu'à ce que la concentration d'oxygène de la cellule entière se stabilise à zéro. Les valves ont été par la suite fermées et le dispositif est laissé au repos pour 24 heures afin de vérifier l'étanchéité des cellules. Après, la chambre a été remplie d'air atmosphérique en soulevant brièvement le couvercle et le système a été refermé de nouveau. Le changement de concentration d'oxygène avec le temps est mesuré à l'aide du système d'acquisition de données (le logiciel Oxy-10 déjà décrit à la section 3.2.2) à une fréquence d'une minute.

Les mesures ont pris une douzaine de jours et l'évaluation des paramètres  $D_e$  et  $K_r$ , contrôlant la migration d'oxygène par les résidus LTA réactifs a été basée sur la diminution du taux de concentration d'oxygène dans la cellule. L'approche d'interprétation appliquée est identique à celle décrite auparavant pour la cellule à deux réservoirs, sauf qu'ici le flux d'oxygène est considéré nul



au fond du cylindre pour les conditions frontières. Les valeurs des paramètres clés du matériel sont obtenues en comparant les deux courbes (mesurée et calculée) et en choisissant les valeurs de  $D^*$  et  $K_r^*$  qui permettent le meilleur ajustement aux données expérimentales.

Deux séries de mesure seulement ont été réalisées avec ce système à un seul réservoir et sur des résidus LTA. Une première série (L9) de trois essais a été effectuée des matériaux presque saturés provenant de la chaudière de conservation des résidus (degrés de saturation entre 88 et 96%), suivie d'une deuxième série (L10) de quatre essais sur des matériaux partiellement désaturés (degrés de saturation entre 46 et 63%).

## **CHAPITRE 4 : RÉSULTATS DES TRAVAUX DE LABORATOIRE**

Cette section fournit les résultats des travaux de laboratoire, décrits dans la section 3.3.4. L'objectif principal de ces travaux de laboratoire est d'étudier l'influence des propriétés hydrogéochimiques (physico-chimiques) des résidus miniers sur la diffusion et la consommation de l'oxygène. Les caractéristiques des matériaux déterminés dans cette partie du rapport aideront à construire les modèles numériques visant à simuler et à prévoir la migration du gaz dans la CEBC du site LTA. Ces modèles sont présentés dans le chapitre 6.

### **4.1 Validation au laboratoire du système de mesure de la concentration d'oxygène sur le terrain**

Pour rappel, un essai de validation du système d'échantillonnage du gaz interstitiel appliqué sur le site LTA a été réalisé au laboratoire. L'objectif est de confirmer que le pompage du gaz interstitiel à partir des pointes perforées implantées dans le sol conduit aux résultats escomptés (obtenus par des mesures directes). Le test visait donc à comparer les concentrations d'oxygène mesurées directement avec un capteur optique d'oxygène et les mesures obtenues par le mode de pointe dédiée pour le même niveau d'échantillonnage. Plus de détails peuvent être trouvées à la section 3.3.1. Les valeurs de concentrations d'oxygène mesurées sur une plage de 16 à 0% selon les 2 approches sont montrées à la figure 4.1.

Les résultats de mesure des concentrations d'oxygène par le capteur optique placé directement dans le sol et par la pointe dédiée à la même profondeur montrent des tendances presque similaires sur toute la plage de concentration en oxygène mesurées. Les concentrations en oxygène ont diminué au cours de l'essai en raison de la consommation d'oxygène par les rejets. La mise en place de recouvrements jouant le rôle de barrière à l'oxygène (couche de sable saturée et d'une géomembrane) sur la surface du matériau réactif utilisé a permis de baisser les concentrations. La consommation d'oxygène a été totale et réduite jusqu'à 0% (mesure directe avec capteur optique) et à 1% (avec la pointe dédiée). Globalement, les deux modes de mesure de

teneur en oxygène ont montré une légère différence comprise entre 0,6% et 2,4% sur une plage de concentration d'oxygène de 0 à 16%. On peut conclure donc que les mesures de terrain sont fiables, considérant les différentes incertitudes liées aux mesures.

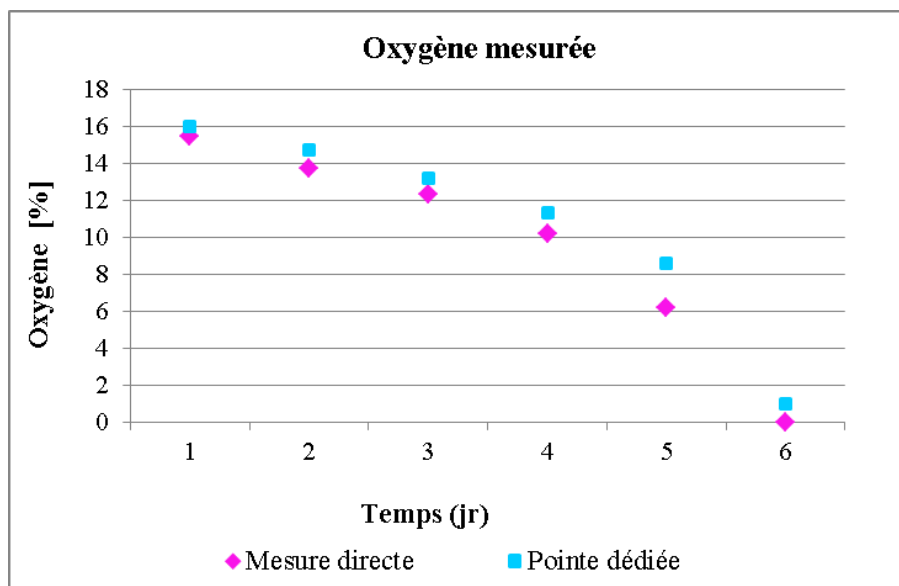


Figure 4.1 : Comparaison des concentrations d'oxygène mesurées directement avec capteur optique installé dans les matériaux et à l'aide d'une pointe dédiée (échantillonnage par pompage et mesure de la concentration d'oxygène avec un capteur optique d'oxygène - voir Figure 3.19).

## 4.2 Caractérisation des matériaux

Des tests de caractérisation physique, chimique et minéralogique ont été conduits au laboratoire sur deux types de résidus provenant du site LTA. Les premiers sont les résidus MRN échantillonnés dans la CEBC de la zone sud du site LTA (voir Figure 3.8). Ce secteur est situé dans une zone du plateau de la CEBC où la nappe phréatique est relativement près de la surface. Les résidus LTA ont été pris sous la CEBC, sur le plateau du site, entre les stations CS 96-3 et CS 96-9 (voir Figure 3.8). Les photos de la figure 4.2 montrent les opérations d'échantillonnage des résidus réactifs LTA, récoltés en excavant la CEBC du site LTA et en plaçant les matériaux du système séparément. Les résidus ont été échantillonnés d'une zone supposée avoir le niveau piézométrique de la nappe phréatique légèrement au-dessus de l'interface résidus-CEBC. Les matériaux ont été remis en place dans un état similaire à celui initial.



Figure 4.2 : Opérations d'échantillonnage des résidus sulfureux LTA: a) et b) Excavation des couches de la CEBC séparément; c) et d) Échantillonnage de résidus LTA saturés; e) Remplissage des résidus saturés en eau dans les chaudières.

Dans ce qui suit, les principales caractéristiques physiques, chimiques et minéralogiques des résidus étudiés sont présentées.

#### 4.2.1 Granulométrie

Les courbes de distribution granulométrique des résidus MRN et LTA récoltés du site LTA sont présentées dans la figure 4.3. Tel que décrit au chapitre 3, ces analyses ont été réalisées au granulomètre à laser.

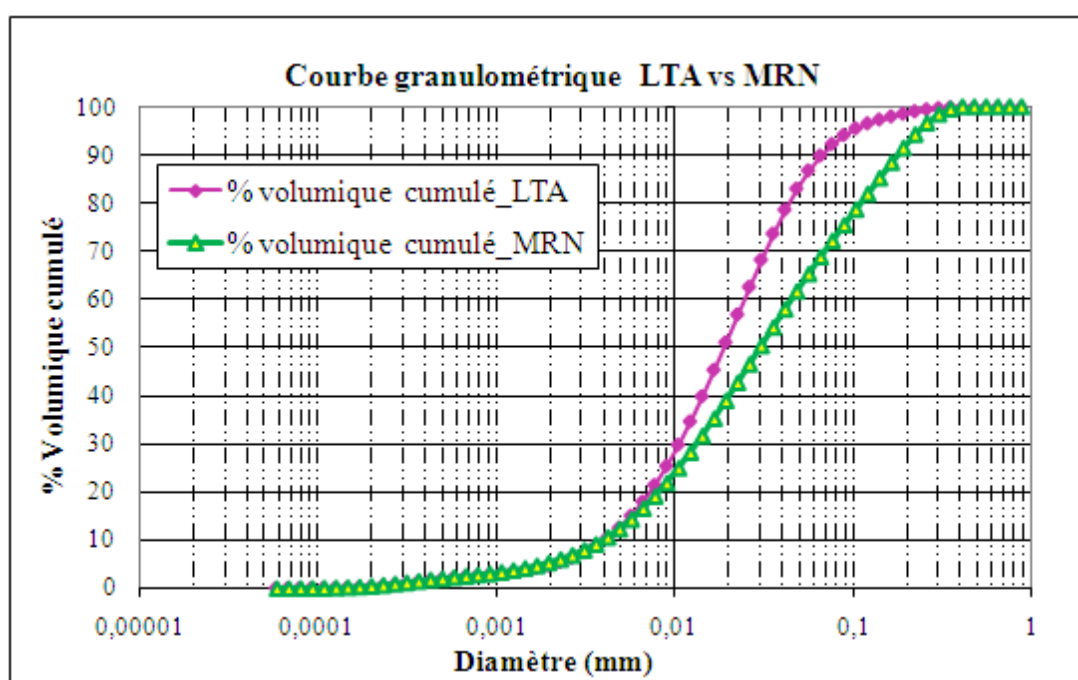


Figure 4.3 : Courbes granulométriques des résidus MRN et LTA du site minier LTA.

Les paramètres principaux résultants de ces analyses granulométriques sont donnés dans les tableaux 4.1 où  $D_{10}$  et  $D_{60}$  représentent respectivement les diamètres des grains correspondant à des passants de 10% et 60%,  $C_U$  est le coefficient d'uniformité, et  $C_c$  est le coefficient de courbure. La distribution granulométrique des deux résidus indique une distribution continue et étalée pour les deux matériaux (coefficient d'uniformité  $C_U$  supérieur à 2). Les deux résidus LTA et MRN ont un  $D_{10}$  entre 0,001 et 0,004 mm, un  $D_{60}$  entre 0,01 et 0,05 mm, un  $C_U$  entre 5 et 20

% passant au tamis 200 entre 65 et 90%, et % < 2  $\mu\text{m}$  entre 5 et 12%. Selon la classification USCS « Unified Soil Classification System », les résidus MRN et LTA peuvent être décrits respectivement comme du sable silteux (SM) et du silt inorganique (ML).

Tableau 4.1 : Principaux paramètres des courbes granulométriques ( $D_{10}$ ,  $D_{60}$ ,  $C_U$ ,  $C_c$ ) des résidus miniers MRN et LTA du site LTA.

Résidus	% < 80 $\mu\text{m}$	$D_{10}$ (mm)	$D_{60}$ (mm)	$C_U$	$C_c$	USCS
LTA	92	0,0040	0,024	6,1	1,1	ML
MRN	73	0,0039	0,045	11,5	1.0	SM

#### 4.2.2 Densité relative des grains solides

Les valeurs de la densité relative des grains solides des échantillons des résidus MRN et LTA provenant du site LTA, obtenues à l'aide du pycnomètre à hélium, sont présentées au tableau 4.2. Ces valeurs sont une moyenne de 2 essais pour chaque matériau.

Tableau 4.2 : Densité relative des grains solides des résidus MRN et LTA.

Résidus	$D_r$ (-)
MRN	2,74
LTA	2,89

Les résidus miniers LTA utilisés possèdent une densité relative des grains supérieure à celle des résidus MRN. Cela provient de la teneur en pyrite qui est de l'ordre de 10% pour les résidus LTA et de 0,78% à 1,12% pour les MRN (voir section 4.2.4).

### 4.2.3 Caractérisation chimique

Des analyses au LECO ont été réalisées au laboratoire de l'URSTM sur les deux types de résidus dans le but d'évaluer la teneur en soufre et surtout afin d'obtenir la teneur en carbone inorganique total. Trois analyses ont été faites sur chaque type de résidus et les valeurs moyennes des teneurs sont présentées dans le tableau 4.3. Les teneurs en soufre total donnée par les analyses au LECO correspondent bien avec celles découlant de l'analyse chimique par ICP-AES pour le cas des résidus LTA (différence de 0,19%) et elles sont légèrement supérieures pour les résidus MRN (différence de 0,37%). Le contenu en carbone total est faible pour les matériaux LTA et plus élevé pour les matériaux MRN.

Tableau 4.3 : Résultats des analyses au LECO.

Résidus	Soufre total (%)			Carbone total (%)		
	Min	Max	Moyenne	Min	Max	Moyenne
LTA	5,137	5,835	5,486	0,420	0,484	0,452
MRN	1,003	1,251	1,127	1,937	2,235	2,086

Le tableau 4.4 montre la composition chimique des échantillons de résidus LTA et MRN collectés au site minier LTA analysés par spectroscopie à émission atomique à plasma couplé par induction (ICP-AES). Tous les résultats sont exprimés en % massique. Les éléments dont les teneurs sont inférieures à leurs limites de détection ne sont pas donnés dans ce tableau. Les résidus MRN contiennent une faible teneur en soufre (0,753%) et ils sont caractérisés par des quantités relativement significatives en calcium (autour de 4%) et en magnésium (environ 3,5%). Les résidus LTA utilisés renferment environ 6% en soufre sulfure et une faible teneur en calcium. Les teneurs en cuivre, en zinc et en nickel sont quasiment nulles dans les deux résidus étudiés comparées au fer, ce qui montre que le soufre provient essentiellement de la pyrite qui est le principal minéral sulfureux.

Tableau 4.4 : Résultats de l'analyse chimique complète des résidus (après digestion).

Éléments	Résidus MRN	Résidus LTA
	(%M/M)	(%M/M)
Al	6,400	7,400
As	0,003	0,000
Ba	0,050	0,052
Ca	3,880	1,020
Co	0,003	0,001
Cr	0,031	0,001
Cu	0,004	0,006
Fe	6,110	8,170
Mg	3,410	0,525
Mn	0,087	0,061
Ni	0,021	0,001
Pb	0,002	0,006
S	0,753	5,680
Sb	0,002	0,001
Ti	0,326	0,186
Zn	0,000	0,004

#### 4.2.4 Analyse minéralogique

Les résultats minéralogiques quantitatifs de traitement des diffractogrammes DRX avec le logiciel TOPAS (Young 1995) des résidus analysés sont rassemblés au tableau 4.5. Les résidus LTA contiennent approximativement 10% de pyrite. Le reste est une gangue constituée essentiellement de silicates et d'aluminosilicates dont les composés majoritaires sont le quartz (tectosilicates) et la muscovite (phyllosilicates). Ces minéraux ont un pouvoir tampon très faible et sont peu susceptibles de neutraliser l'acidité. Les résidus MRN contiennent de faibles niveaux



de sulfures (environ 1% de pyrite) (voir Tableau 4.5) et la gangue est essentiellement constituée des feldspaths (48 % Albite), des silicates et des carbonates.

Tableau 4.5 : Analyse minéralogique des résidus LTA et MRN.

<b>Minéral</b>	<b>Résidus LTA</b>	<b>Résidus MRN</b>
	<b>(%M/M)</b>	<b>(%M/M)</b>
Quartz	51,01	17,13
Pyrite	10,06	0,78
Actinolite	–	3,73
Albite	–	48
Calcite	–	6,56
Chlorite	4,73	7,51
Dolomite	1,57	7,43
Gypse	1,27	–
Muscovite	31,37	4,25
Talc	–	4,61

Ces derniers sont des minéraux tampons ou neutralisants de la charge acide associés aux minéraux sulfurés. La formule [4.1] permet de déterminer le % en soufre dans les résidus en partant du % de la pyrite détecté par l'analyse DRX.

$$\%S = \frac{\%C_p (2 \times 32)}{119,95} \quad [4.1]$$

où %S et %C<sub>p</sub> sont respectivement les % de soufre et de pyrite dans l'échantillon. Les valeurs 32 et 119,95 représentent respectivement les poids moléculaires (g) de soufre et de la pyrite. Cette formule donne des valeurs S de 5,37% pour LTA et 0,425 pour MRN. Le résultat de la

teneur en soufre donné par DRX vient confirmer le % en soufre total donné par les analyses chimiques pour LTA mais sous-estime celui de MRN donné par les analyses chimiques (0,75%) ou par les analyses LECO (1,12%).

Les potentiels de production d'acidité PA et de neutralisation PN des deux résidus ont été estimés à l'aide de la méthode de Paktunc (1999). Cette méthode est basée sur la sommation des contributions individuelles des minéraux acidogènes et acidivores. Le calcul de PA considère seulement la pyrite et la pyrrhotite alors que le calcul de PN considère les carbonates (calcite et dolomite).

Le potentiel net de neutralisation défini par  $PNN = PN - PA$  permet d'évaluer si les rejets seront générateurs de drainage minier acide. Théoriquement, un résidu minier ayant un  $PNN \leq 0$  est considéré comme générateur d'acide, alors que si  $PNN \geq 0$ , il est considéré comme non générateur d'acidité. Le rapport  $PN/PA$  est une deuxième façon d'évaluer le potentiel de génération d'acide. Un résidu minier ayant un  $PN/PA < 1$  est considéré comme générateur d'acide, alors qu'il est considéré comme non générateur d'acidité  $PN/PA > 3$ . La zone  $1 \leq PN/PA \leq 3$  est une zone d'incertitude. Les résultats obtenus sont résumés dans le tableau 4.6. Selon les critères annoncés ci-haut, les résidus LTA sont potentiellement générateurs d'acidité, contrairement aux résidus MRN.

Tableau 4.6: Calcul de BAP et BNP selon Paktunc (1999).

Résidus	PA (kg CaCO <sub>3</sub> /t)	PN (kg CaCO <sub>3</sub> /t)	PNN (kg CaCO <sub>3</sub> /t)	PN/PA (-)
LTA	168	9	-159	0,05
MRN	13	106	93	8,1

### 4.3 Essais de diffusion et/ou de consommation de l'oxygène (DCO)

Les mesures simultanées de deux paramètres clés ( $D_e$  et  $K_r$ ), qui contrôlent le flux d'oxygène vers les rejets miniers sulfureux et réactifs, ont été menés sur les deux types de résidus caractérisés précédemment. Les procédés expérimentaux de laboratoire sont décrits dans le chapitre 3. La connaissance de ces deux paramètres essentielle pour la modélisation du mouvement des gaz présentée à au chapitre 6. Les caractéristiques des matériaux seront utilisées dans les modèles numériques visant à simuler et à évaluer la migration du gaz dans la CEBC du site LTA (chap. 6). Plus d'accent a été mis sur les résidus LTA du fait qu'ils sont plus réactifs que les résidus MRN, ce qui fait que l'effet du degré de saturation sur la réactivité pourra être mieux évalué et représenté. Des essais DCO à deux ou un réservoir ont été réalisés. Pour chaque essai, le coefficient de diffusion effectif  $D_e$  et le taux de réactivité  $K_r$  sont déterminés par ajustement des courbes de concentration d' $O_2$  versus temps obtenus d'un traitement numérique des lois de Fick, à l'aide du code numérique POLLUTE (voir section 3.3.4), aux des courbes expérimentales de laboratoire. Dans un premier temps, les valeurs de  $D_e$  et de  $K_r$  sont respectivement estimées par des relations semi-empiriques décrites par les équations [2.21] et [2.23]. Dans un deuxième temps, les valeurs de  $D_e$  et  $K_r$  sont aussi ajustées pour obtenir le meilleur ajustement entre les valeurs calculées et les résultats expérimentaux.

Quatre séries d'essais DCO (M1 à M4) ont été réalisées avec des résidus MRN et onze séries (L1 à L11) pour les résidus LTA. Au cours des essais DCO, les échantillons à des teneurs en eau volumiques initiales visées ont été placés à des hauteurs variables dans les cellules de façon qu'on laisse l'oxygène migrer du réservoir supérieur vers le réservoir du bas. La figure 4.4 présente un exemple typique de résultats de mesure et des courbes calculées avec POLLUTE pour les matériaux LTA étudiés. Dans cet essai avec un degré de saturation faible ( $S_r = 47\%$ ) et une porosité élevée ( $n = 0,6$ ), la concentration d'oxygène dans le réservoir récepteur augmente rapidement atteindre une valeur proche à celle du réservoir source (équilibre pour la diffusion) après environ 3 heures. Par la suite, les concentrations d'oxygène dans les deux réservoirs restent presque identiques, mais baissent simultanément à cause de la consommation de l'oxygène. Des résultats indiquant des temps d'équilibre pour la diffusion plus élevés ont aussi été obtenus pour

des degrés de saturation élevés. Parfois, les essais étaient arrêtés avant d'atteindre d'équilibre pour la diffusion entre les deux réservoirs.

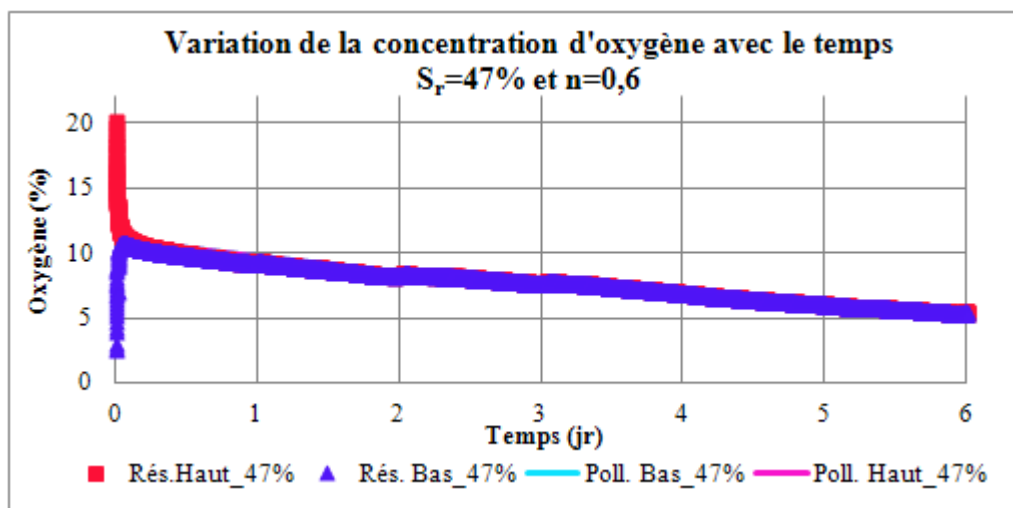


Figure 4.4 : Ajustement typique des courbes expérimentales de laboratoire avec des résultats numériques de POLLUTE pour des résidus LTA.

La variation de la pression en fonction du temps a été enregistrée lors des essais DCO à deux cellules. En se basant sur la loi des gaz parfaits on s'attend à ce que la pression varie en fonction de la quantité d'oxygène disponible dans les réservoirs de la cellule. La figure 4.5 montre les variations typiques de la pression dans les réservoirs des cellules DCO en fonction du temps pour les résidus LTA. L'interprétation des variations de pression ne fera pas l'objet de ce travail (Quelques résultats additionnels des mesures de pression sont présentés en annexe 1).

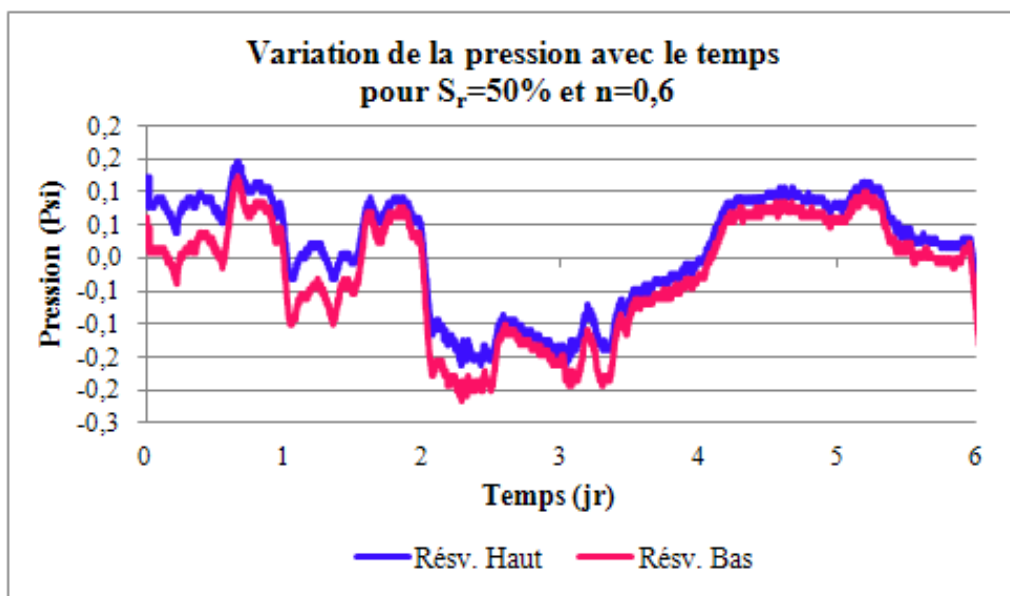


Figure 4.5 : Évolution de la pression avec le temps pour les résidus LTA.

#### 4.3.1 Résultats des tests DCO à deux réservoirs sur les résidus LTA

Les résultats des séries d'essai de diffusion et de consommation d'oxygène sur les résidus LTA sont présentés sous forme de graphiques d'évolution de la concentration d'oxygène en fonction de la durée d'essai. Les valeurs des coefficients  $K_r$  prédites par le modèle de Collin (1987) et  $D_e$  prédites par le modèle de Aachib et al. (2004), ainsi que les valeurs  $K_r$  et  $D_e$  découlant de la modélisation avec le logiciel POLLUTE sont résumées dans des tableaux 4.7 (essais L1 à L8) et 4.8 (essais L5 à L8).

L'évolution de la concentration d'oxygène dans le réservoir source et le réservoir récepteur obtenue à partir des essais au laboratoire et du calcul effectué avec POLLUTE est illustrée sur les graphiques des figures 4.6 à 4.9 pour les tests de séries L1 à L4. Ces séries comprennent un total de 19 essais DCO à des degrés de saturation  $S_r$  élevés variant entre 89% et 99% et d'une durée de 3 à 10 jours. Les épaisseurs de échantillons testés vont de 1,66 cm jusqu'à 5,88 cm et leur porosité  $n$  varie de 0,45 jusqu'à 0,56. Les caractéristiques géotechniques ( $n$ ,  $S_r$ ) et géométrique ( $H$ ) des échantillons sont tous présentées au tableau 4.7. La désaturation des échantillons saturés en eau a été effectuée dans une étuve sous azote à une température de 35 °C environ. Le tableau

4.7 contient également les valeurs de  $D_e$  de  $K_r$  estimées de modèles de prédiction ( $D_e$  pré. et  $K_r$  pré.), ainsi que les valeurs  $D_e$  et  $K_r$  résultants de l'ajustement aux résultats expérimentaux avec le logiciel POLLUTE ( $D_e$  cal. et  $K_r$  cal.) pour ces quatre premières séries d'essai. Dans ce qui suit, LX-Y désignera le test Y de la série LX. Par exemple, L1-4 signifie le test 4 de la série L1.

À l'exception des essais à degré de saturation  $S_r=91\%$  (L4-1) et  $S_r=89\%$  (L4-3), montrés à la figure 4.9 (série L4), la décroissance d'oxygène est très faible à faible pour toutes les quatre séries d'essais et aucune consommation importante d'oxygène n'est observée dans les deux réservoirs, bien que les essais soient d'une durée qui peut atteindre 10 jours. En effet, un état d'équilibre entre le haut et le bas s'est établi dès le début des essais, particulièrement pour  $S_r=94\%$  à  $99\%$ , sans réduction perceptible de concentrations en oxygène.

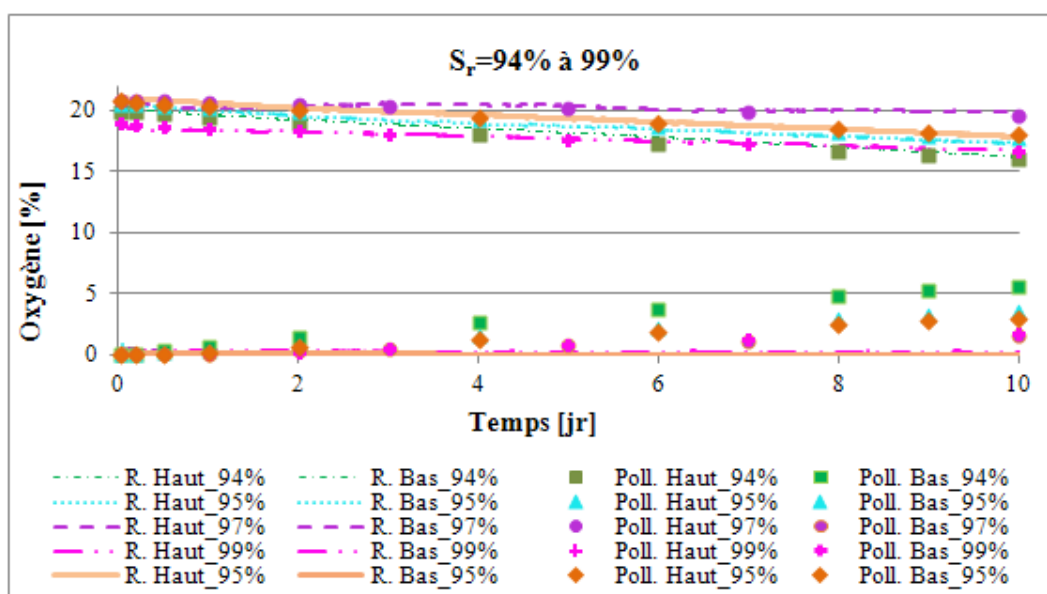


Figure 4.6 : Comparaison des courbes expérimentales de l'évolution temporelle des concentrations d'oxygène avec les résultats évalués selon le code numérique POLLUTE pour des résidus LTA à  $S_r$  compris entre 94% et 99% (série L1).

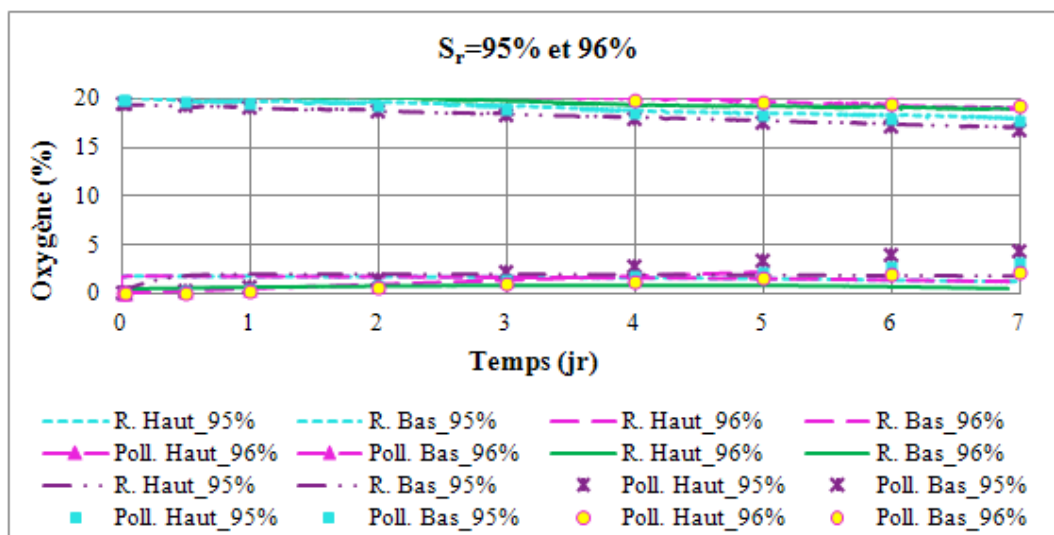


Figure 4.7 : Comparaison des courbes expérimentales de l'évolution temporelle des concentrations d'oxygène avec les résultats évalués selon le code numérique POLLUTE pour des résidus LTA à  $S_r$  compris entre 95% et 96% (série L2).

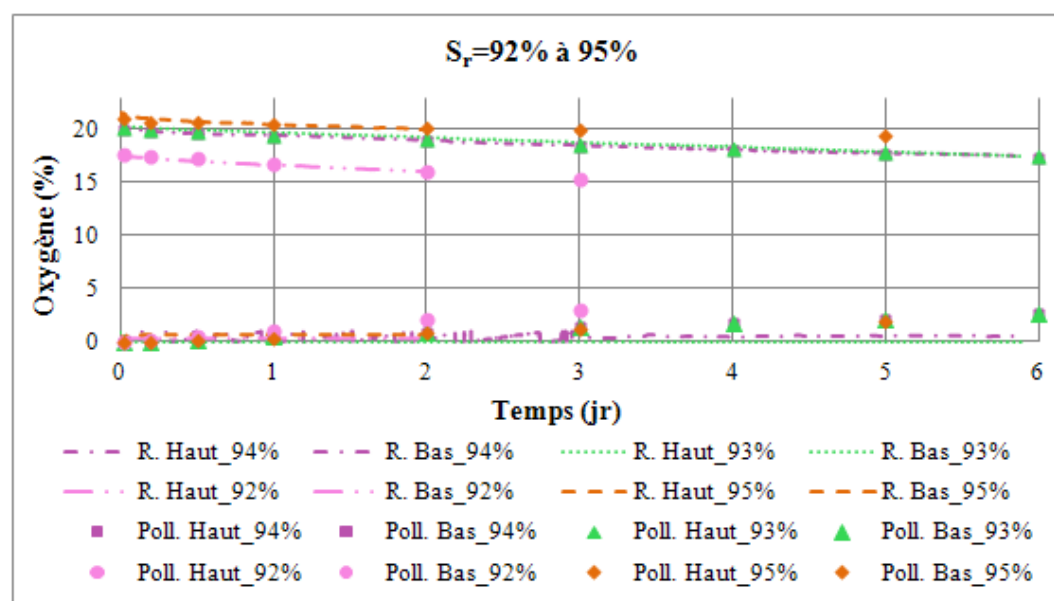


Figure 4.8 : Comparaison des courbes expérimentales de l'évolution temporelle des concentrations d'oxygène avec les résultats évalués selon le code numérique POLLUTE pour des résidus LTA à  $S_r$  compris entre 92% et 95% (série L3).

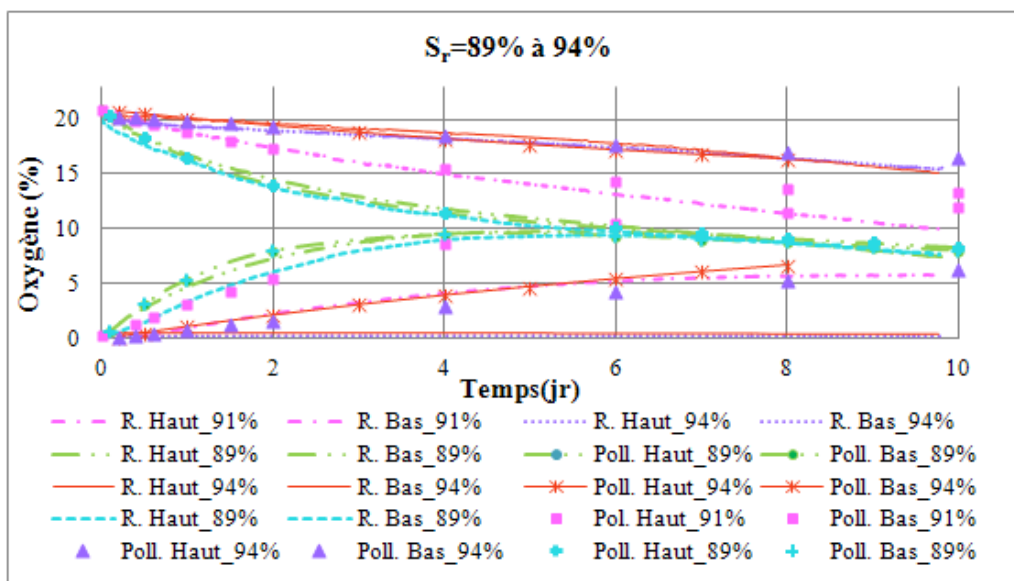


Figure 4.9 : Comparaison des courbes expérimentales de l'évolution temporelle des concentrations d'oxygène avec les résultats évalués selon le code numérique POLLUTE pour des résidus LTA à  $S_r$  compris entre 89% et 94% (série L4).

Une légère diminution de la concentration en oxygène est enregistrée dans quelques essais (à  $S_r=92\%$  de la figure 4.8 et  $S_r=91\%$  de la figure 4.9) en raison de l'oxydation superficielle (changement de couleur) observée dans ces cellules. Les concentrations d'oxygène ont diminué dans les réservoirs source de la série L4 donnée par la figure 4.9 mais avec différents ordres de grandeur et vitesses pour les différents degrés de saturation mis en place. Pour les deux cellules à  $S_r=89\%$  qui montrent une légère réactivité, un état pseudo-stationnaire (équilibre pour la diffusion entre les deux réservoirs) est presque atteint dans les deux réservoirs après environ 6 jours.

Les photos de la figure 4.10 montrent que les résidus saturés en eau et déposés dans la cellule de la série L1-4 (avec  $S_r=99\%$ ) ont subi un tassement. La teneur en eau initiale des échantillons et leurs épaisseurs ont par conséquent baissé légèrement. Les valeurs données dans le tableau 4.7 correspondent aux valeurs finales des échantillons.



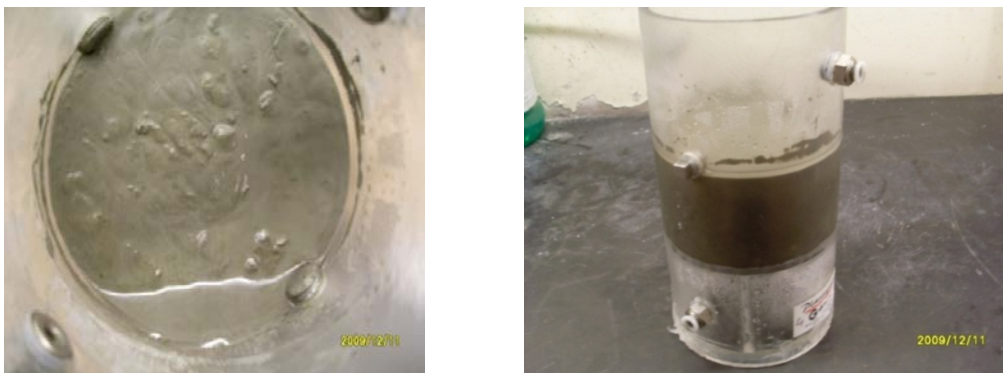


Figure 4.10 : Photo des résidus LTA testés à un degré de saturation élevé (Test L1-4).

Le tableau 4.7 montre que les valeurs calculées du coefficient de la diffusion effective  $D_e$  sont très faibles. Les valeurs calculées de la concentration d'oxygène correspondent bien avec les données expérimentales dans le réservoir en haut et sont légèrement différentes pour celui du bas. Ces valeurs calculées de  $D_e$  résultants de ces séries d'essais viennent confirmer que la diffusion d'oxygène dans les résidus étudiés est lente à des degrés de saturation élevés. La consommation d'oxygène est aussi très faible et presque inexistante (sauf pour les tests L4-3 et L4-5 avec  $S_r=89\%$ ). Toutes les valeurs du coefficient effectif du taux de réactivité  $K_r$  calculées avec le logiciel POLLUTE sont très faibles par rapport à celles estimées avec le modèle de Collin (1987). La raison principale est que les résidus sont presque saturés ( $S_r \geq 91\%$ ), ce qui réduit la disponibilité de l'oxygène requise pur l'oxydation des minéraux sulfureux contenus dans les résidus.

Tableau 4.7 : Caractéristiques des matériaux appliqués dans les calculs pour l'interprétation des séries L1 à L4 d'essais DCO à 2 chambres sur les résidus LTA et résultats obtenus à l'issue de l'interprétation avec POLLUTE (valeurs  $D_e$  cal. et  $K_r$  cal.).

Série	Test	H (cm)	n (-)	S <sub>r</sub> (%)	$\theta_{eq}$ (-)	$D_e$ pré. $m^2/s$	$K_r$ pré. 1/an	$D_e$ cal. $m^2/s$	$K_r$ cal. 1/an
<b>L1</b>	<b>1</b>	2,62	0,51	94	0,045	$1,2 \times 10^{-9}$	640,5	$8,7 \times 10^{-10}$	0,5
	<b>2</b>	3,87	0,50	95	0,039	$6,9 \times 10^{-10}$	653,5	$8,1 \times 10^{-10}$	0,4
	<b>3</b>	3,54	0,47	97	0,028	$1,7 \times 10^{-10}$	692,8	$2,7 \times 10^{-10}$	0,1
	<b>4</b>	5,88	0,49	99	0,020	$3,4 \times 10^{-11}$	666,6	$5,1 \times 10^{-11}$	0,1
	<b>5</b>	4,62	0,53	95	0,041	$7,4 \times 10^{-10}$	614,3	$7,4 \times 10^{-10}$	0,5
<b>L2</b>	<b>1</b>	3,03	0,55	95	0,043	$7,7 \times 10^{-10}$	588,2	$6,9 \times 10^{-10}$	0,2
	<b>2</b>	1,89	0,56	96	0,037	$3,3 \times 10^{-10}$	575,1	$3,5 \times 10^{-10}$	0,2
	<b>3</b>	2,72	0,52	96	0,036	$4,3 \times 10^{-10}$	627,4	$4,0 \times 10^{-10}$	0,2
	<b>4</b>	1,84	0,54	96	0,037	$4,0 \times 10^{-10}$	601,3	$3,9 \times 10^{-10}$	0,2
	<b>5</b>	1,66	0,56	95	0,041	$5,8 \times 10^{-10}$	575,1	$5,8 \times 10^{-10}$	0,2
<b>L3</b>	<b>1</b>	5,87	0,48	94	0,043	$1,3 \times 10^{-9}$	679,7	$1,3 \times 10^{-9}$	0,2
	<b>2</b>	5,35	0,48	93	0,048	$2,0 \times 10^{-9}$	679,7	$1,4 \times 10^{-9}$	0,2
	<b>3</b>	4,32	0,50	92	0,053	$2,6 \times 10^{-10}$	653,5	$2,5 \times 10^{-9}$	0,5
	<b>4</b>	3,83	0,49	95	0,038	$6,7 \times 10^{-10}$	666,6	$6,7 \times 10^{-10}$	0,4
<b>L4</b>	<b>1</b>	2,30	0,47	91	0,054	$3,4 \times 10^{-9}$	692,8	$3,4 \times 10^{-9}$	3,2
	<b>2</b>	2,34	0,45	94	0,038	$8,6 \times 10^{-10}$	718,9	$8,6 \times 10^{-10}$	2,8
	<b>3</b>	2,21	0,52	89	0,070	$7,1 \times 10^{-9}$	627,4	$7,1 \times 10^{-9}$	140,0
	<b>4</b>	2,19	0,50	94	0,040	$1,1 \times 10^{-9}$	653,5	$1,2 \times 10^{-9}$	2,5
	<b>5</b>	2,00	0,53	89	0,073	$7,8 \times 10^{-9}$	614,3	$7,4 \times 10^{-9}$	146,0

Quatre séries d'essais (L5 à L8) composées de 17 essais DCO à deux réservoirs ont aussi été réalisées sur des échantillons faiblement à moyennement saturés ( $S_r$  entre 11% et 83%; voir Tableau 4.8). Les essais ont une durée de 6 à 8 jours. Les épaisseurs des échantillons mis en place dans les cellules en plexiglas varient entre 1,80 cm et 3,75 cm et leur porosité  $n$  est variable entre 0,53 et 0,67. La désaturation des échantillons initialement saturés en eau a été effectuée aussi dans une étuve sous azote à une température de 35 °C environ. Les résultats sont présentés dans les figures 4.11 et 4.12.

Dans la majorité des essais DCO avec les résidus LTA, la consommation d'oxygène était rapide. En effet, les valeurs des concentrations d'oxygène diminuent dans les réservoirs sources et augmentent dans les réservoirs récepteurs des cellules DCO. Un équilibre est vite atteint entre les deux réservoirs pour la diffusion. Néanmoins, la consommation d'oxygène continue (décroissance d'oxygène) même après six jours d'essai à l'exception de l'essai à  $S_r=48\%$  (test L7-4) où l'oxygène est complètement consommé ( $O_2 = 0$ ) après 5 jours. Pour les résidus à degré de saturation le plus élevé dans ces essais (test L5-1 avec  $S_r=83\%$ ), les concentrations d'oxygène ont diminué d'environ 3% à la fin de l'essai (voir Figure 4.11 (a)). Cependant, aucune consommation d'oxygène ne semble avoir eu lieu pour l'essai L5-2 à  $S_r=72\%$  malgré la valeur de  $D_e$  relativement élevée ( $D_e=1,39 \times 10^{-07} \text{ m}^2/\text{s}$ ). Cela peut être dû à une légère fuite du gaz à travers une valve de la cellule par exemple. Comme mentionné ci-dessus, la consommation la plus rapide et totale d'oxygène a été enregistrée dans la cellule du test L7-4 à  $S_r$  de 48%. L'oxygène a été totalement épuisé après cinq jours et quelques heures, suivie des matériaux à 50% (L6-2) et à 43% (L7-2). Les consommations minimales sont observées dans les essais à 37% (L7-1) et à 43% (L7-2).

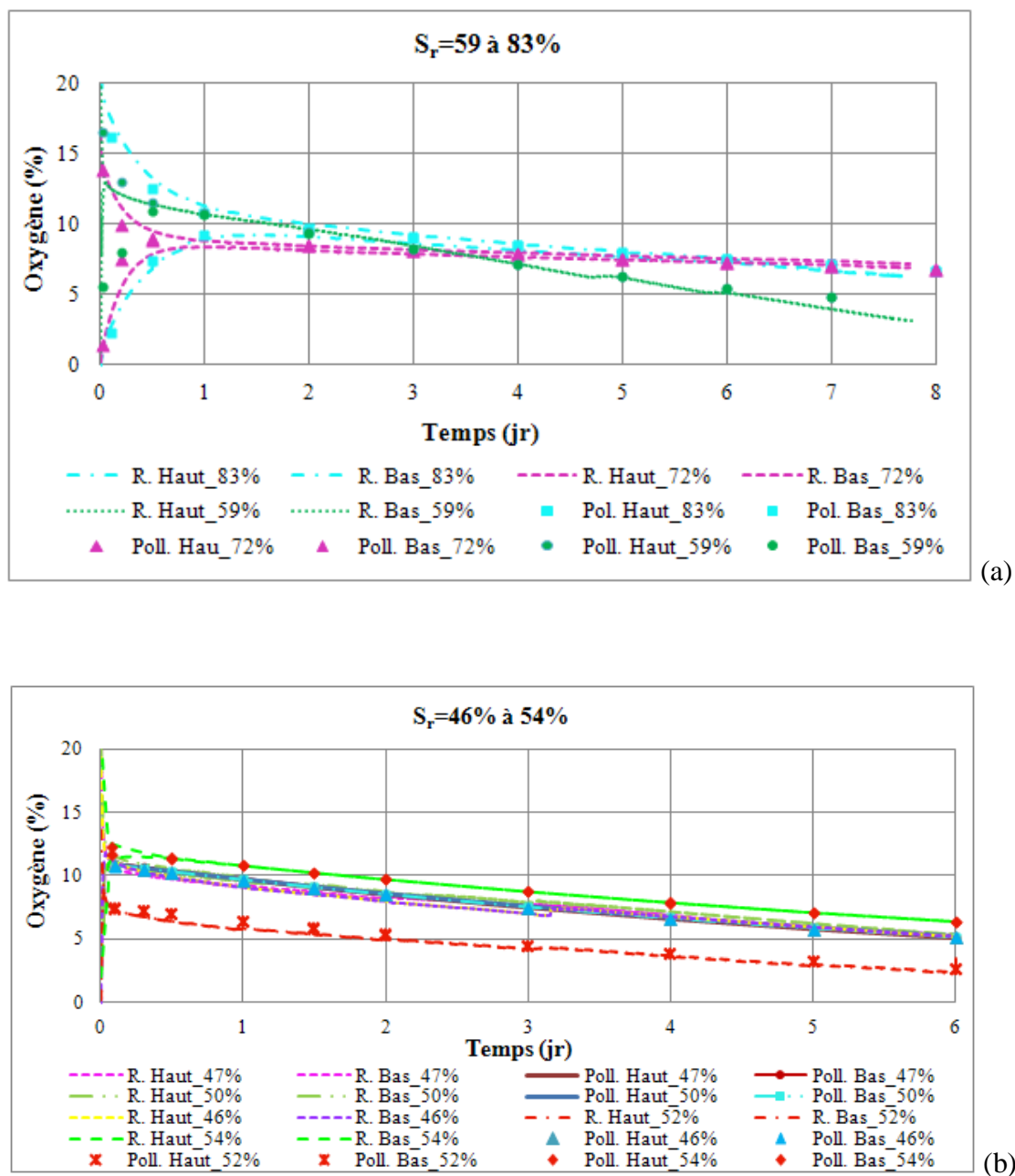


Figure 4.11 : Estimations de  $D_e$  et  $K_r$  par comparaison des courbes expérimentales de l'évolution temporaire des concentrations d'oxygène avec les résultats évalués selon le code numérique POLLUTE pour des résidus LTA à  $S_r$  compris (a) entre 59% et 83% (série L5) et (b) entre 46% et 54% (série L6).

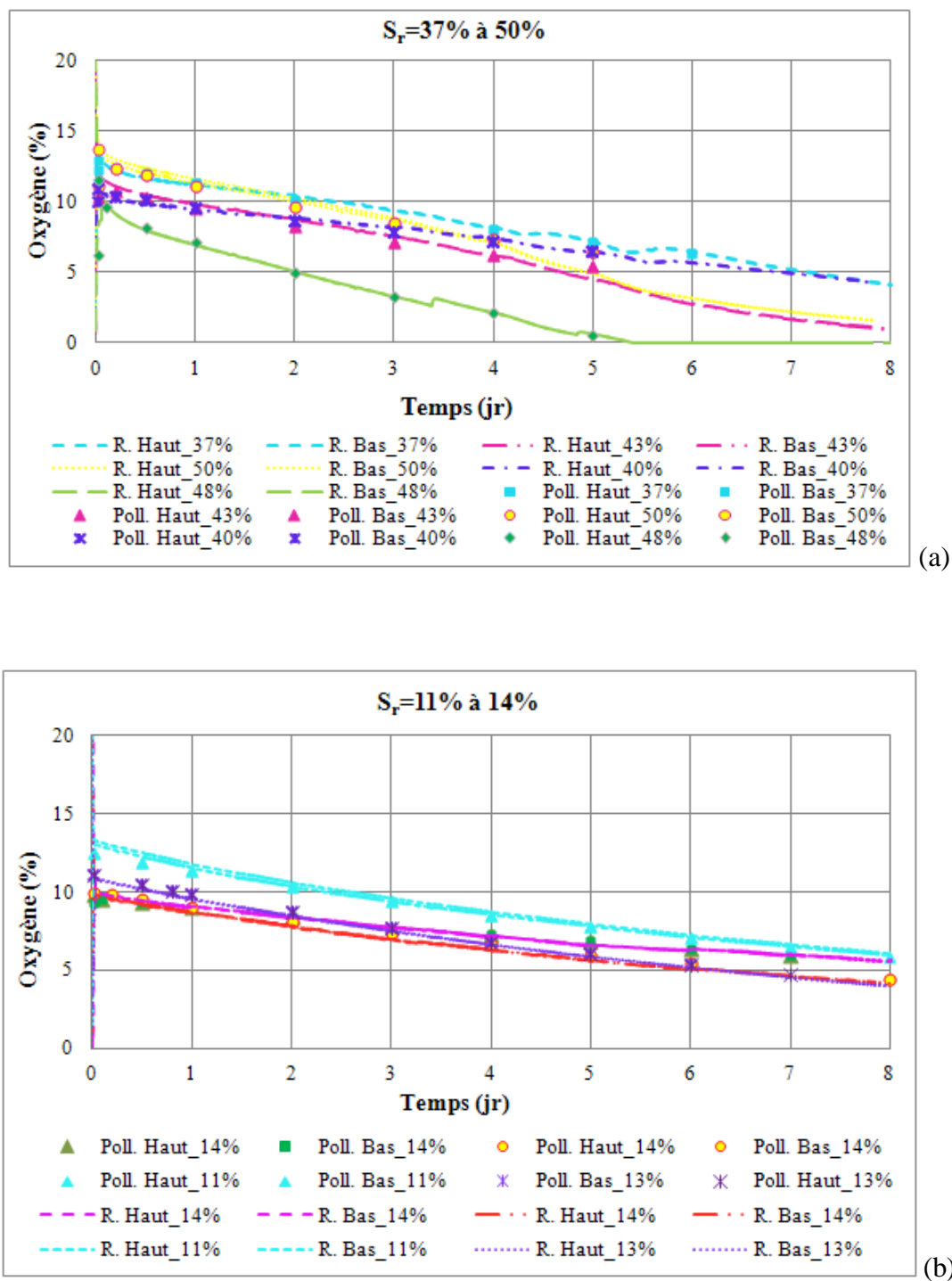


Figure 4.12 : Comparaison des courbes expérimentales de l'évolution temporelle des concentrations d'oxygène avec les résultats évalués selon le code numérique POLLUTE pour des résidus LTA à  $S_r$  compris (a) 37% et 50% (série L7) (b) 11% et 14% (série L8).

Le tableau 4.8 présente les caractéristiques des matériaux qui ont été appliquées dans les calculs pour l'interprétation des séries d'essais L5 à L8 avec POLLUTE. Les valeurs de  $D_e$  prédites avec le modèle de Aachib et al. (2004) correspondent approximativement à celles calculées par POLLUTE. Elles montrent que la diffusion de l'oxygène au sein de ces échantillons LTA est rapide pour des degrés de saturation  $S_r$  compris entre 44 et 83%. Les valeurs  $K_r$  de l'interprétation, bien qu'elles soient élevées, demeurent inférieures à  $K_r$  estimées avec le modèle de Collin (1987). La réactivité la plus importante est enregistrée pour un degré de saturation moyen 59% (L5-3) et elle est de l'ordre de  $K_r=470/\text{an}$ .

Pour faciliter la diffusion d'oxygène dans les matériaux pour l'ensemble des essais DCO réalisés, les échantillons n'ont pas été trop compactés lors de leur mise en place dans les cellules pour garder la porosité relativement élevée. Les grains des résidus LTA ont eu tendance à former des petites boules telles que montrées sur les photos de la figure 4.13. Ces photos montrent des échantillons testés après l'essai DCO. Les photos de la figure 4.14 montrent la sensibilité des résidus LTA à l'air.



Figure 4.13 : Photos des échantillons LTA, moyennement saturés après les tests DCO.

Tableau 4.8 : Caractéristiques des matériaux appliquées dans les calculs pour l'interprétation des séries d'essais L5 à L8 sur les résidus LTA avec POLLUTE et résultats obtenus.

Série	Test	H (cm)	n (-)	S <sub>r</sub> (%)	θ <sub>eq</sub> (-)	D <sub>e</sub> pré. m <sup>2</sup> /s	K <sub>r</sub> pré. 1/an	D <sub>e</sub> cal. m <sup>2</sup> /s	K <sub>r</sub> cal. 1/an
<b>L5</b>	<b>1</b>	2,25	0,53	83	0,104	2,9×10 <sup>-8</sup>	614,3	2,9×10 <sup>-8</sup>	187,3
	<b>2</b>	1,80	0,55	72	0,166	1,4×10 <sup>-7</sup>	588,2	7,9×10 <sup>-7</sup>	132,8
	<b>3</b>	2,02	0,61	59	0,26	5,1×10 <sup>-7</sup>	509,7	3,3×10 <sup>-7</sup>	469,8
<b>L6</b>	<b>1</b>	3,26	0,61	47	0,336	1,2×10 <sup>-6</sup>	509,7	1,2×10 <sup>-6</sup>	268,8
	<b>2</b>	2,58	0,60	50	0,308	9,3×10 <sup>-6</sup>	522,8	9,3×10 <sup>-6</sup>	338,8
	<b>3</b>	2,88	0,61	46	0,339	1,2×10 <sup>-6</sup>	509,7	1,2×10 <sup>-6</sup>	305,2
	<b>4</b>	2,91	0,58	54	0,276	6,8×10 <sup>-7</sup>	548,9	6,8×10 <sup>-7</sup>	345,7
	<b>5</b>	3,41	0,59	52	0,288	7,7×10 <sup>-7</sup>	535,9	7,7×10 <sup>-7</sup>	345,6
<b>L7</b>	<b>1</b>	2,37	0,67	37	0,43	2,2×10 <sup>-6</sup>	431,3	2,2×10 <sup>-6</sup>	387,1
	<b>2</b>	2,68	0,66	43	0,38	1,5×10 <sup>-6</sup>	444,4	1,9×10 <sup>-6</sup>	380,2
	<b>3</b>	2,66	0,61	50	0,31	9,1×10 <sup>-7</sup>	509,7	1,5×10 <sup>-6</sup>	356,7
	<b>4</b>	3,75	0,64	48	0,34	1,1×10 <sup>-6</sup>	470,5	1,1×10 <sup>-6</sup>	356,5
	<b>5</b>	2,24	0,65	40	0,39	1,8×10 <sup>-6</sup>	457,5	1,8×10 <sup>-6</sup>	316,6
<b>L8</b>	<b>1</b>	3,03	0,61	14	0,53	5,4×10 <sup>-6</sup>	509,7	5,4×10 <sup>-6</sup>	240,1
	<b>2</b>	2,95	0,61	14	0,53	5,4×10 <sup>-6</sup>	509,7	5,4×10 <sup>-6</sup>	251,3
	<b>3</b>	2,91	0,65	11	0,58	6,6×10 <sup>-6</sup>	457,5	6,9×10 <sup>-6</sup>	233,6
	<b>4</b>	3,14	0,63	13	0,58	5,9×10 <sup>-6</sup>	483,6	5,9×10 <sup>-6</sup>	275,3

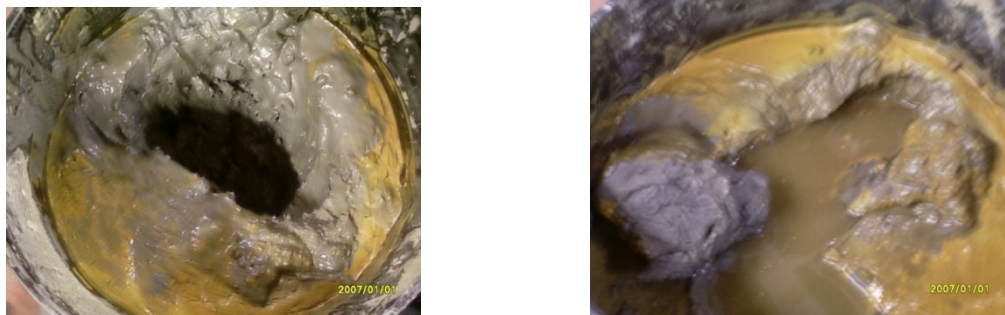


Figure 4.14 : Photos des résidus sulfureux LTA une semaine après avoir enlevé la couverture aqueuse et refermé les chaudières.

### 4.3.2 Résultats des tests CO à un seul réservoir sur les résidus LTA

La série L9 de trois essais CO a porté sur des échantillons LTA à des degrés de saturation élevés ( $S_r$  entre 88 et 96%). La consommation d'oxygène s'est montrée faible à presque inexistante comme dans les essais DCO. Les caractéristiques des échantillons sont données dans le tableau 4.9 et les variations de concentration d'oxygène dans le réservoir source sont montrées à la figure 4.15. L'interprétation des mesures est semblable à celle adoptée pour les essais à deux cellules. Elle est faite à l'aide du logiciel POLLUTE tout en imposant l'absence du flux à la base des matériaux. Une variation d'oxygène faible est observée dans les matériaux à  $S_r=94\%$  (L9-1) et 96% (L9-3) (voir photos de la figure 4.16), ce qui montre une consommation d'oxygène minimale. La consommation maximale a été observée dans les matériaux à  $S_r=88\%$  (test L9-2). Pour toutes les trois cellules, l'oxydation a eu lieu uniquement au niveau de la surface des échantillons.



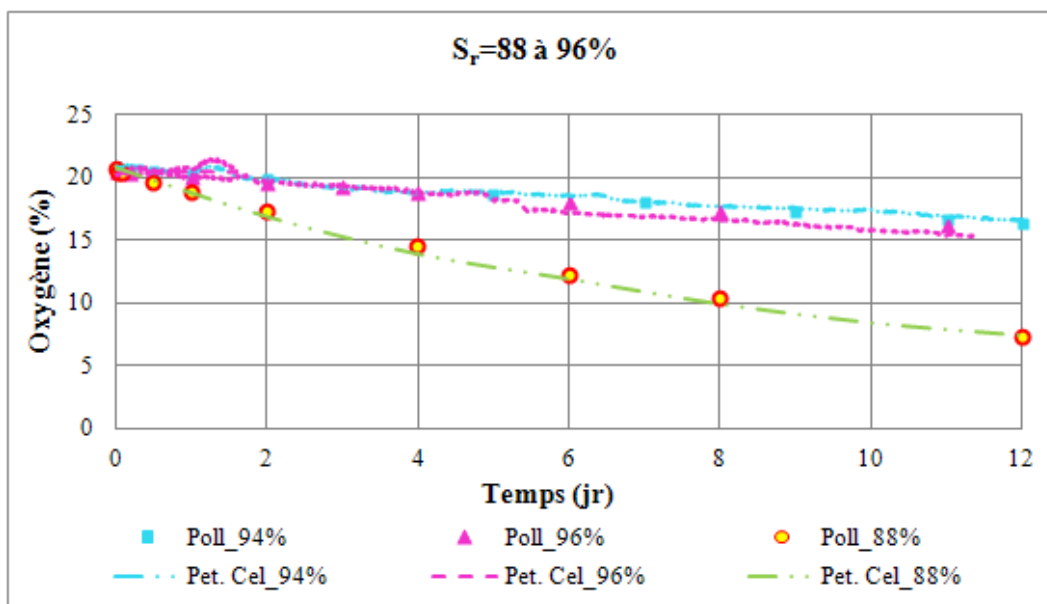


Figure 4.15 : Comparaison des courbes expérimentales de l'évolution temporelle des concentrations d'oxygène avec les résultats évalués selon le code numérique POLLUTE pour des résidus LTA à  $S_r$  compris entre 88% et 96% (cellule à 1 réservoir; série L9).



Figure 4.16 : Photo des échantillons presque saturés en eau après une douzaine de jours d'essai CO dans une cellule à un seul réservoir.

À partir des mesures et de l'interprétation correspondante, on a pu déterminer les coefficients de diffusion effectifs  $D_e$  et les taux de réactivité  $K_r$  (voir Tableau 4.9). Ce tableau montre que les valeurs de  $D_e$  calculées avec POLLUTE correspondent raisonnablement aux valeurs prédites par la relation semi-empirique appliquée, mais les valeurs de  $K_r$  calculées sont très faibles en

comparaison avec celles estimées par le modèle de Collin (1987). Cependant, elles sont supérieures aux taux de réactivité découlant des essais DCO à deux réservoirs.

Tableau 4.9 : Caractéristiques des matériaux appliquées dans les calculs pour l'interprétation des séries d'essais L9 sur les résidus LTA avec POLLUTE et résultats obtenus.

Série	Test	H (cm)	n (-)	S <sub>r</sub> (%)	θ <sub>eq</sub> (-)	D <sub>e</sub> pré. m <sup>2</sup> /s	K <sub>r</sub> pré. 1/an	D <sub>e</sub> cal. m <sup>2</sup> /s	K <sub>r</sub> cal. 1/an
	1	2,84	0,50	94	0,04	1,0×10 <sup>-9</sup>	653,5	1,0×10 <sup>-9</sup>	21,6
L9	2	2,19	0,50	88	0,08	1,2×10 <sup>-8</sup>	653,5	1,2×10 <sup>-8</sup>	117,3
	3	2,26	0,50	96	0,03	2,7×10 <sup>-10</sup>	653,5	5,7×10 <sup>-10</sup>	48,6

Afin de vérifier la consommation des résidus LTA désaturés, une série d'essais (L10) a été réalisée dans des cellules à un seul réservoir. Les degrés de saturation des matériaux testés sont compris entre 46% et 63%. La durée de l'essai est de sept jours et les épaisseurs des matériaux sont de 2,23 cm à 3,15 cm. La totalité d'oxygène a été pratiquement consommé dans les quatre cellules (voir Figure 4.17). La consommation la plus rapide a été enregistrée dans les échantillons S<sub>r</sub>=56% et à S<sub>r</sub>=46%; à partir de la troisième journée, la concentration d'oxygène est devenue quasiment nulle.

Dans ces quatre essais, les valeurs retenues de D<sub>e</sub> correspondent bien aux valeurs estimées à partir des solutions semi-empiriques. Les valeurs de la réactivité K<sub>r</sub> sont beaucoup plus élevées que les valeurs obtenues à partir des essais à deux cellules pour les mêmes degrés de saturation et même porosité, elles sont même supérieures (mais près) aux valeurs estimées par Collin (1987) pour une telle porosité et teneur en pyrite.

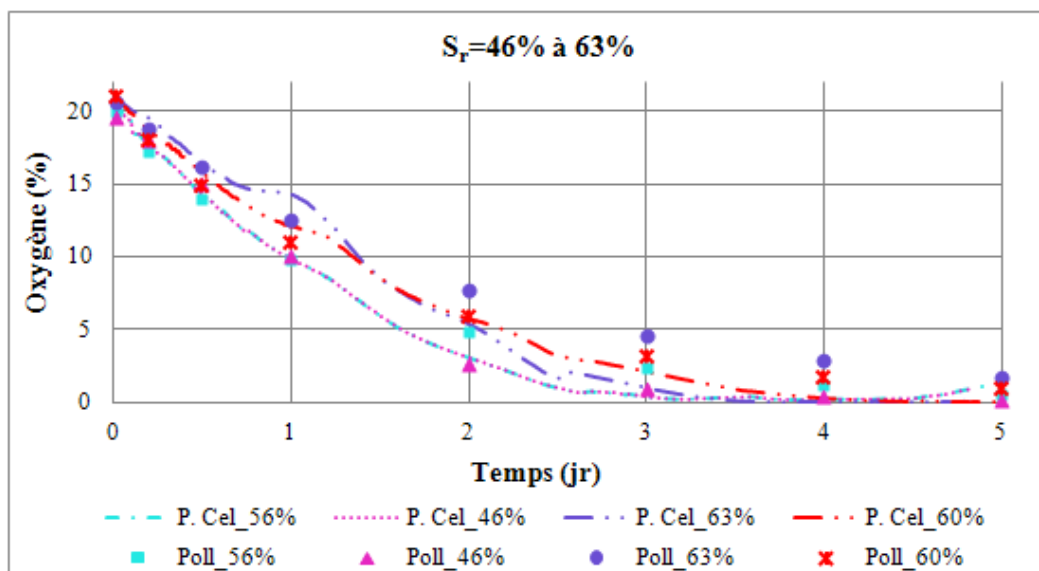


Figure 4.17 : Comparaison des courbes expérimentales de l'évolution temporelle des concentrations d'oxygène avec les résultats évalués selon le code numérique POLLUTE pour des résidus LTA à  $S_r$  compris entre 46% et 63%. (cellules à 1 seul réservoir; série L10).

Tableau 4.10 : Caractéristiques des matériaux appliquées dans les calculs pour l'interprétation de la série d'essais L10 sur les résidus LTA avec POLLUTE et résultats obtenus.

Série	Test	H (cm)	n (-)	$S_r$ (%)	$\theta_{eq}$ (-)	$D_e$ pré. $m^2/s$	$K_r$ pré. 1/an	$D_e$ cal. $m^2/s$	$K_r$ cal. 1/an
<b>L10</b>	<b>1</b>	2,99	0,57	56	0,25	$5,6 \times 10^{-7}$	562,0	$5,6 \times 10^{-7}$	668,2
	<b>2</b>	3,15	0,62	46	0,34	$1,2 \times 10^{-6}$	496,7	$1,2 \times 10^{-6}$	610,2
	<b>3</b>	2,23	0,54	63	0,21	$3,1 \times 10^{-7}$	601,2	$3,1 \times 10^{-7}$	668,8
	<b>4</b>	2,64	0,55	60	0,22	$3,9 \times 10^{-7}$	588,2	$3,9 \times 10^{-7}$	678,1

### 4.3.3 Résultats des tests DCO à deux réservoirs sur les résidus MRN

Une première série (M1) de trois essais a été réalisée sur des résidus saturés en eau, pris à partir des matériaux frais gardés sous une couverture aqueuse dans une chaudière. Les degrés de saturation des échantillons testés sont élevés ( $S_r=97\%$  et  $98\%$ ). Les courbes d'évolution temporelles d'oxygène dans le réservoir source et le réservoir récepteur sont illustrées dans le graphique de la figure 4.18. Le graphique montre que la variation de la concentration d'oxygène est quasiment nulle dans toute la série et que les courbes sont pratiquement horizontales, ce qui indique l'absence totale de consommation d'oxygène par les résidus MRN à saturation élevée.

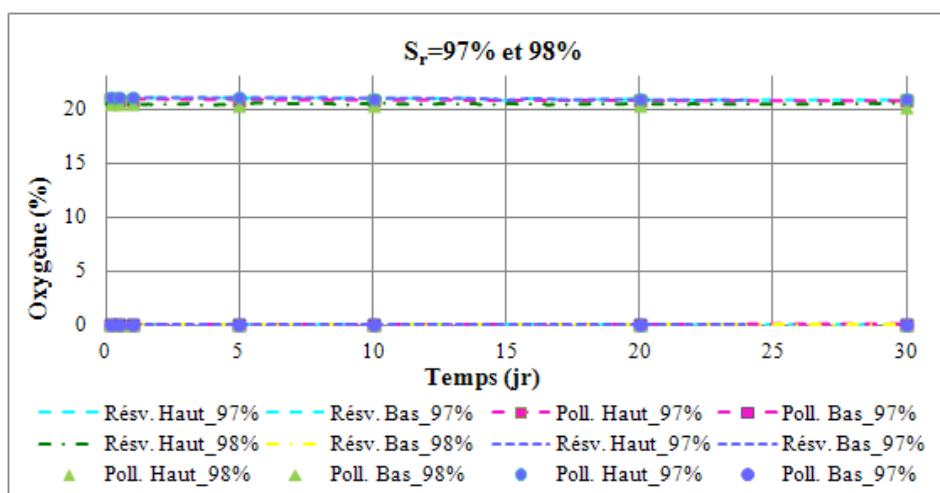


Figure 4.18 : Comparaison des courbes expérimentales de l'évolution temporaire des concentrations d'oxygène avec les résultats évalués selon le code numérique POLLUTE pour des résidus MRN à  $S_r$  compris entre 97% et 98%. (cellules à 2 réservoirs; série M1).

Le tableau 4.11 donne les caractéristiques des matériaux utilisés dans le calcul paramétrique pour l'interprétation des essais DCO. Les valeurs de  $D_e$  découlant de la procédure d'ajustement des courbes à l'aide du POLLUTE correspondent à celles prédites avec l'approche de Aachib et al. (2004). Par contre, les valeurs des taux de réactivité  $K_r$  calculées sont faibles et elles sont beaucoup inférieures aux valeurs de  $K_r$  estimées avec le modèle de Collin (1987).

Tableau 4.11 : Caractéristiques des matériaux appliquées dans les calculs pour l'interprétation de la série d'essais M1 sur les résidus MRN avec POLLUTE et résultats obtenus.

Série	Test	H (cm)	n (-)	S <sub>r</sub> (%)	θ <sub>eq</sub> (-)	D <sub>e</sub> pré. m <sup>2</sup> /s	K <sub>r</sub> pré. 1/an	D <sub>e</sub> cal. m <sup>2</sup> /s	K <sub>r</sub> cal. 1/an
<b>M1</b>	<b>1</b>	3,67	0,40	97	0,023	1,9×10 <sup>-10</sup>	91,0	1,3×10 <sup>-10</sup>	0,1
	<b>2</b>	3,67	0,39	98	0,019	5,1×10 <sup>-11</sup>	92,6	5,1×10 <sup>-11</sup>	0,1
	<b>3</b>	3,67	0,40	97	0,023	1,3×10 <sup>-10</sup>	91,0	1,3×10 <sup>-10</sup>	0,1

Trois séries de mesures (M2 à M4) avec 11 essais ont aussi été réalisées avec des matériaux séchés à 35 °C à l'étuve sous l'azote. Les degrés de saturation des échantillons testés sont variables entre 22% et 59%. Les épaisseurs des échantillons vont de 1,72 cm jusqu'à 8,19 cm et leur porosité n varie entre 0,47 et 0,58 (voir Tableau 4.12). La variation des concentrations d'oxygène dans le temps pour les trois séries d'essais DCO à deux réservoirs sur des matériaux MRN moyennement séchés est donnée sur les trois figures 4.19 à 4.21. Ces figures montrent une diffusion d'oxygène relativement rapide à travers les échantillons, suivie d'une baisse identique de teneur en oxygène dans les deux réservoirs. Dans les essais de la série M2 donnée sur la figure 4.19, les valeurs de concentration d'oxygène dans le réservoir du haut et celui du bas de la cellule DCO sont influencées par la consommation d'oxygène par les matériaux MRN à degrés de saturation moyens (S<sub>r</sub> entre 48% et 59%). Une baisse de 3% dans la teneur en oxygène est enregistrée dans les cellules avec S<sub>r</sub>=55% (courbes en violet) et 59% (courbes en vert). Après cinq jours, l'équilibre n'est pas toujours atteint; la consommation d'oxygène continue. Pour les deux autres séries M3 et M4 des figures 4.20 et 4.21 respectivement, le gradient d'oxygène devient quasiment nul rapidement pour tous les essais et un état quasi-d'équilibre a été atteint dès le début après la diffusion de l'oxygène du réservoir source vers le réservoir récepteur et la consommation d'oxygène est très faible.

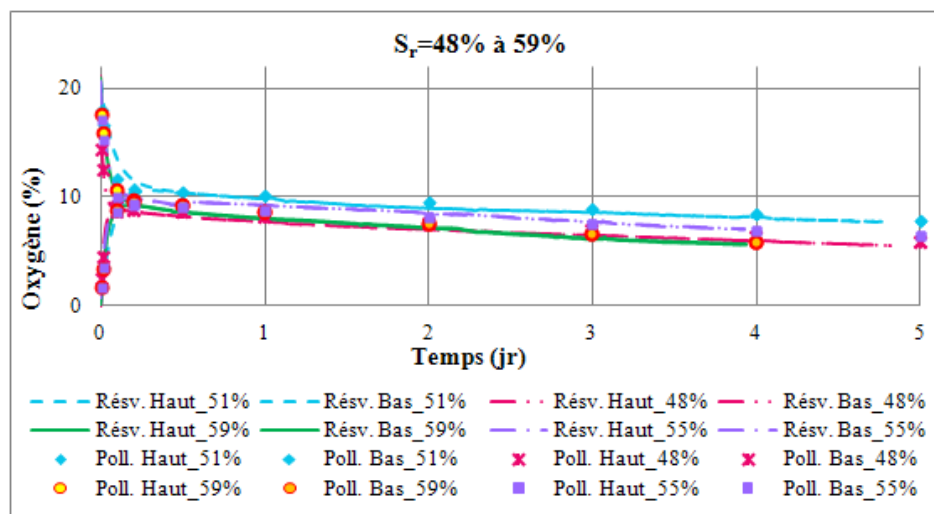


Figure 4.19 : Comparaison des courbes expérimentales de l'évolution temporelle des concentrations d'oxygène avec les résultats évalués selon le code numérique POLLUTE pour des résidus MRN à  $S_r$  compris entre 48 et 59% (cellules à 2 réservoirs; série M2).

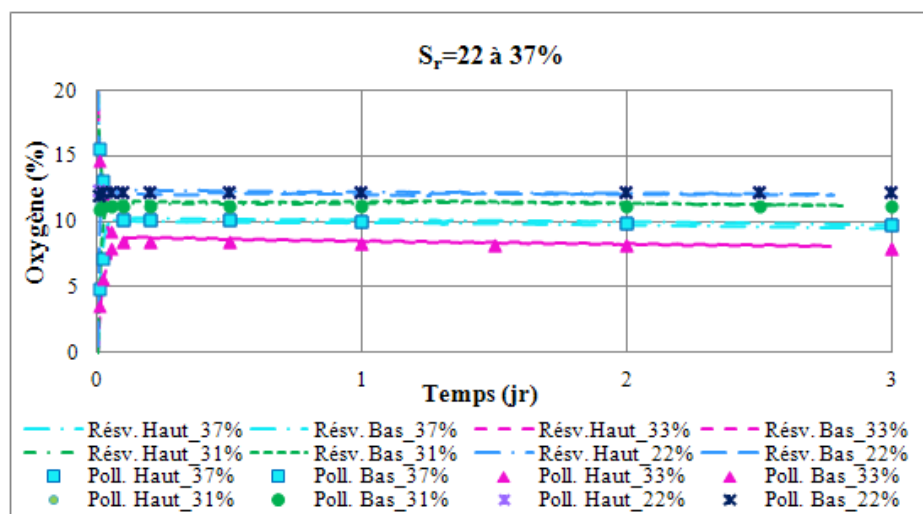


Figure 4.20 : Comparaison des courbes expérimentales de l'évolution temporelle des concentrations d'oxygène avec les résultats évalués selon le code numérique POLLUTE pour des résidus MRN à  $S_r$  compris entre 22 et 37% (cellules à 2 réservoirs, série M3).

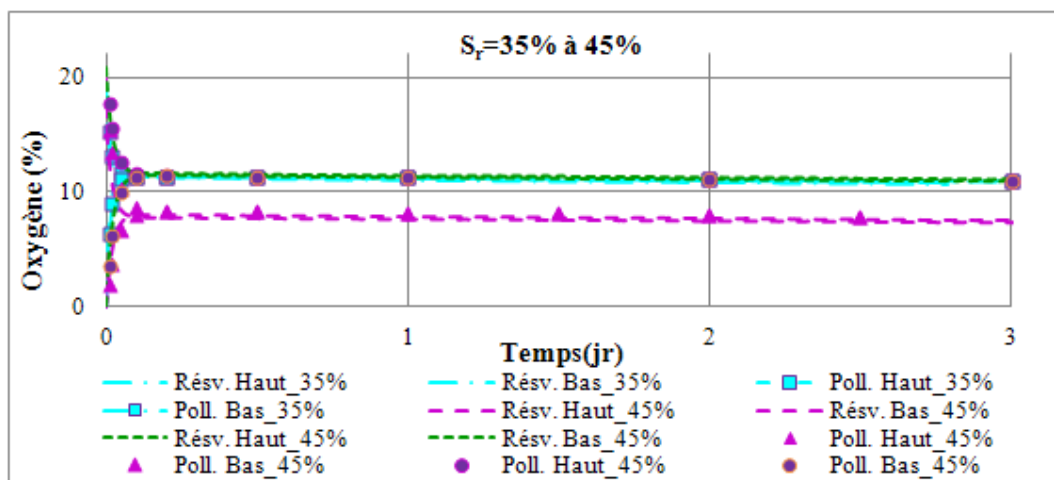


Figure 4.21 : Comparaison des courbes expérimentales de l'évolution temporelle des concentrations d'oxygène avec les résultats évalués selon le code numérique POLLUTE pour des résidus MRN à  $S_r$  compris entre 35 et 45% (cellules à 2 réservoirs, série M4) .

Les paramètres des matériaux utilisés dans la modélisation avec POLLUTE sont résumés dans le tableau 4.12. Les valeurs de  $D_e$  provenant du calcul pour lesquelles les courbes obtenues avec POLLUTE collent le mieux avec les données expérimentales dans toute la cellule correspondent bien avec les  $D_e$  estimés au début avec le modèle d'Aachib et al. (2004). Les valeurs de  $K_r$  calculées sont toutes inférieures à celles prédites par le modèle de Collin (1987), mais elles sont plus élevées que celles obtenues à degré de saturation élevé (voir Tableau 4.10).

Tableau 4.12 : Caractéristiques des matériaux appliquées dans les calculs pour l'interprétation des résultats des séries d'essais M2 à M4 sur les résidus MRN et résultats obtenus

Série	Test	H (cm)	n (-)	S <sub>r</sub> (%)	θ <sub>eq</sub> (-)	D <sub>e</sub> pré. m <sup>2</sup> /s	K <sub>r</sub> pré. 1/an	D <sub>e</sub> cal. m <sup>2</sup> /s	K <sub>r</sub> cal. 1/an
<b>M2</b>	<b>1</b>	4,53	0,50	48	0,256	$7,2 \times 10^{-7}$	75,9	$4,9 \times 10^{-7}$	89,6
	<b>2</b>	4,70	0,53	51	0,283	$9,3 \times 10^{-7}$	71,3	$9,0 \times 10^{-7}$	113,2
	<b>3</b>	6,14	0,48	59	0,209	$4,1 \times 10^{-7}$	78,9	$6,6 \times 10^{-7}$	125,4
	<b>4</b>	6,31	0,50	55	0,231	$5,4 \times 10^{-7}$	75,9	$7,3 \times 10^{-7}$	69,3
<b>M3</b>	<b>1</b>	6,37	0,52	37	0,341	$1,7 \times 10^{-6}$	72,8	$1,7 \times 10^{-6}$	16,8
	<b>2</b>	8,19	0,48	33	0,322	$1,8 \times 10^{-6}$	78,9	$1,7 \times 10^{-6}$	16,2
	<b>3</b>	1,72	0,58	22	0,454	$3,6 \times 10^{-6}$	63,7	$3,6 \times 10^{-6}$	2,3
	<b>4</b>	4,07	0,49	31	0,342	$2,0 \times 10^{-6}$	77,4	$2,0 \times 10^{-6}$	17,1
<b>M4</b>	<b>1</b>	4,07	0,47	35	0,313	$1,6 \times 10^{-6}$	80,4	$1,5 \times 10^{-6}$	22,9
	<b>2</b>	7,03	0,49	45	0,282	$9,9 \times 10^{-7}$	77,4	$9,9 \times 10^{-7}$	20,8
	<b>3</b>	4,61	0,48	45	0,271	$9,5 \times 10^{-7}$	78,9	$9,4 \times 10^{-7}$	20,1

#### 4.4 Variation verticale de la concentration d'oxygène dans les réservoirs source des essais DCO.

Pour tous les résultats montrés précédemment, les mesures de concentration d'oxygène avec les essais DCO ont été réalisées avec des senseurs d'oxygène placés dans les couvercles inférieur et supérieur du cylindre, c'est-à-dire à une certaine distance des résidus testés. Or, les concentrations



d'oxygène données par POLLUTE sont calculées pour la surface des résidus. Une dernière série de mesure L11 a été réalisée avec les résidus LTA pour examiner l'uniformité des concentrations d'oxygène dans le réservoir source d'une cellule à deux réservoirs. Pour cela, en plus du capteur électrochimique de type Teledyne existant au centre du couvercle supérieur, un capteur optique a été introduit jusqu'à la surface des résidus LTA. La photo du dispositif utilisé pour ce faire est donnée dans la figure 3.26.

L'évolution temporaire des teneurs en oxygène donnée par les deux types de capteurs ainsi que les courbes calculées par le code numérique POLLUTE dans deux cellules d'essai est illustré dans les graphiques de deux figures 4.22 et 4.23. Les deux essais ont une durée de sept jours et le degré de saturation est de l'ordre de 54% pour le premier essai (L11-1) et de 42% pour l'essai L11-2.

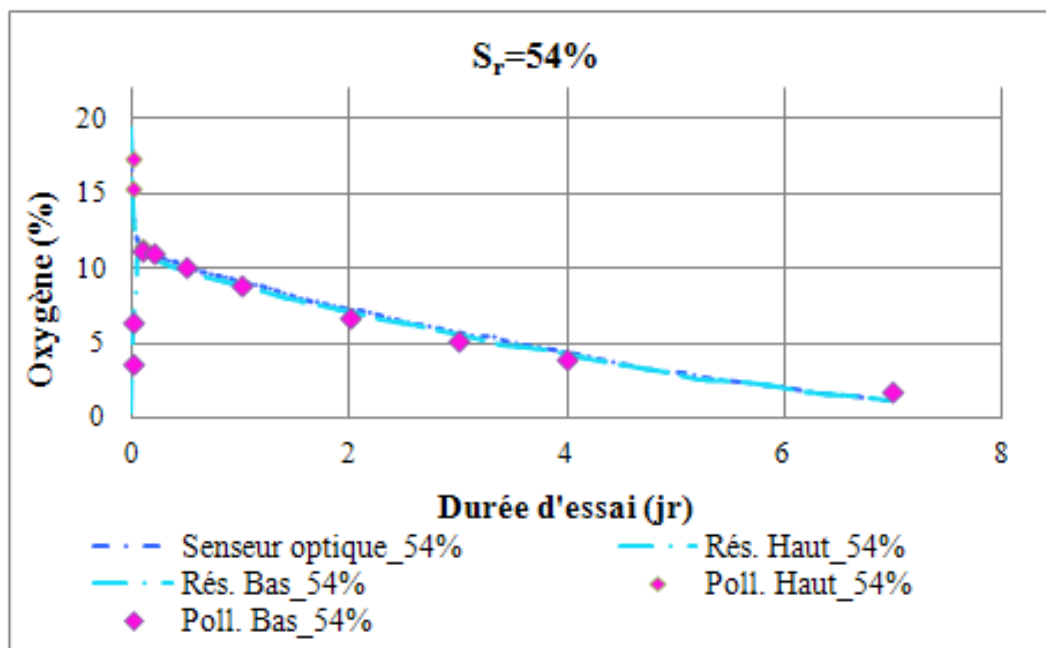


Figure 4.22 : Comparaison des courbes expérimentales de l'évolution temporaire des concentrations d'oxygène acquises par un capteur électrochimique et un capteur optique avec les résultats évalués selon le code numérique POLLUTE pour des résidus LTA à  $S_r=54\%$  (Test L11-1).

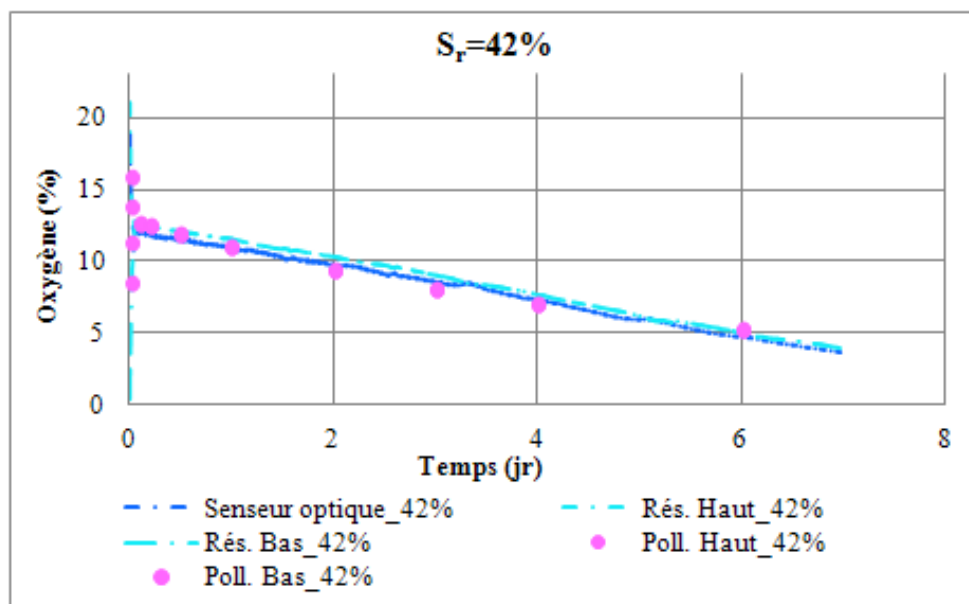


Figure 4.23 : Comparaison des courbes expérimentales de l'évolution temporelle des concentrations d'oxygène acquises par un senseur électrochimique et un senseur optique avec les résultats évalués selon le code numérique POLLUTE pour des résidus LTA à  $S_r=42\%$  (Test L11-2).

Les résultats expérimentaux fournis par les deux procédures de mesure sont analogues pour chaque cellule d'essai et, par conséquent, les valeurs des paramètres qui permettent le meilleur ajustement du calcul avec POLLUTE aux données expérimentales sont identiques. Les mesures réalisées avec les senseurs placés dans le couvercle sont donc représentatives. Le senseur optique a aussi été placé en haut du réservoir et il n'y a pas eu de variation d'oxygène. L'effet de la consommation d'oxygène sur les valeurs de la concentration dans le réservoir source et récepteur est bien illustré sur les graphiques de deux essais. La teneur en oxygène a diminué jusqu'à environ 2% dans le test L11-1 (échantillon à  $S_r=54\%$ ) et à 4% dans le test L11-2 (résidus à  $S_r=42\%$ ) et la consommation est toujours active à la fin de l'essai.

Les valeurs retenues des caractéristiques des matériaux utilisées dans le calcul paramétrique sont résumées dans le tableau 4.13. Elles montrent que les coefficients de diffusion effectifs  $D_e$  concordent parfaitement avec les valeurs estimées avec le modèle d'Aachib et al. (2004). Pour

l'essai L11-1, la valeur  $K_r$  calculée avec POLLUTE est presque identique (2% plus élevée) à celle prédite. Pour l'essai L11-2, la valeur  $K_r$  calculée avec POLLUTE est 18% plus faible que la valeur prédit

Tableau 4.13: Caractéristiques des matériaux qui ont été appliquées dans les calculs paramétriques pour l'interprétation des résultats de la série d'essais L11 sur les résidus LTA.

Série	Test	H	N	$S_r$	$\theta_{eq}$	$D_e$ pré.	$K_r$ pré.	$D_e$ cal.	$K_r$ cal.
		(cm)	(-)	(%)	(-)	$m^2/s$	1/an	$m^2/s$	1/an
L11	1	3,32	0,58	54	0,28	$7,0 \times 10^{-8}$	549,0	$7,0 \times 10^{-8}$	558
	2	3,19	0,64	42	0,38	$1,7 \times 10^{-6}$	470,5	$1,3 \times 10^{-6}$	384

## 4.5 Interprétation et discussion des résultats des essais DCO et CO

### 4.5.1 Généralités

Le principal objectif de cette série d'essais de diffusion et/ou consommation d'oxygène (DCO et CO) est de définir l'effet du degré de saturation sur le coefficient du taux de consommation d'oxygène  $K_r$ . À cet effet, une procédure de suivi de l'évolution de la concentration d'oxygène dans des cellules à deux réservoirs (essais DCO) a été appliquée sur des résidus LTA générateurs d'acide, puis sur des résidus MRN. Une deuxième procédure a été utilisée comme méthode alternative pour deux séries d'essais sur les résidus LTA. L'objectif était de s'assurer de la validité des valeurs de réactivité à des degrés de saturation élevés. Les données expérimentales des concentrations d'oxygène ont par la suite été utilisées pour évaluer les valeurs de deux paramètres clés dans l'évaluation du flux d'oxygène à savoir le coefficient de diffusion effectif  $D_e$  et le coefficient du taux de réactivité des matériaux  $K_r$ , selon une procédure d'ajustement entre les valeurs des concentrations calculées avec POLLUTE et les données expérimentales (e.g. Mbonimpa et al., 2002a, 2003; Gosselin, 2007).

En tout, quinze séries d'essais ont été efficacement réalisées sur les deux types de résidus étudiés.

- Neuf séries d'essais DCO L1 à L8 et L11 (au total 37 essais) en cellules à deux réservoirs sur les résidus sulfureux LTA.
- Deux séries d'essais CO L9 et L10 (au total 7 essais) en cellules à un seul réservoir sur les résidus sulfureux LTA.
- Quatre séries d'essais DCO M1 à M4 (au total 13 essais) en cellules à deux réservoirs sur les résidus MRN.

Cette section vise à discuter les valeurs découlant des séries d'essais ayant conduit à des résultats considérés comme acceptables et à construire une relation qui relie la réactivité  $K_r$  des matériaux avec le degré de saturation  $S_r$ . Néanmoins, le modèle prédictif de Aachib et al. (2004), liant le coefficient de diffusion  $D_e$  aux deux propriétés de base des matériaux (porosité  $n$  et degré de saturation  $S_r$ ) a été d'abord vérifié pour les deux résidus étudiés.

#### 4.5.2 Coefficient de diffusion $D_e$

Les figures 4.24 et 4.25 présentent les résultats des séries d'essais de diffusion et de consommation d'oxygène réalisés sur les résidus LTA et les résidus MRN respectivement, avec  $D_e$  exprimé en fonction du degré de saturation  $S_r$ .

Elles montrent également les courbes correspondant au modèle d'Aachib et al., (2004) pour les porosités  $n$  minimale et maximale observées au cours des essais expérimentaux pour chaque type de résidu. Une réduction du coefficient de diffusion effectif  $D_e$  est visible avec l'augmentation du degré de saturation, particulièrement lorsque  $S_r$  s'approche de 100%; la valeur de  $D_e$  décroît de plusieurs ordres de grandeur (e.g. Aubertin et al., 1995, 1999b, 2000; Aachib et al., 2002, 2004; Gosselin, 2007).

Globalement, les valeurs de  $D_e$  expérimentales suivent les mêmes tendances que celles estimées (malgré l'incertitude sur  $n$ ,  $\theta_w$  et  $S_r$ ). Cela était attendu puisque l'équation prédictive [2.21] a fourni le point de départ dans le processus itératif de détermination de  $D_e$  à partir des résultats

expérimentaux et les valeurs initiales prédites de  $D_e$  ont été faiblement variées (entre  $1.5$  à  $2.5 \times D_e$  initial) lors de l'ajustement avec POLLUTE.

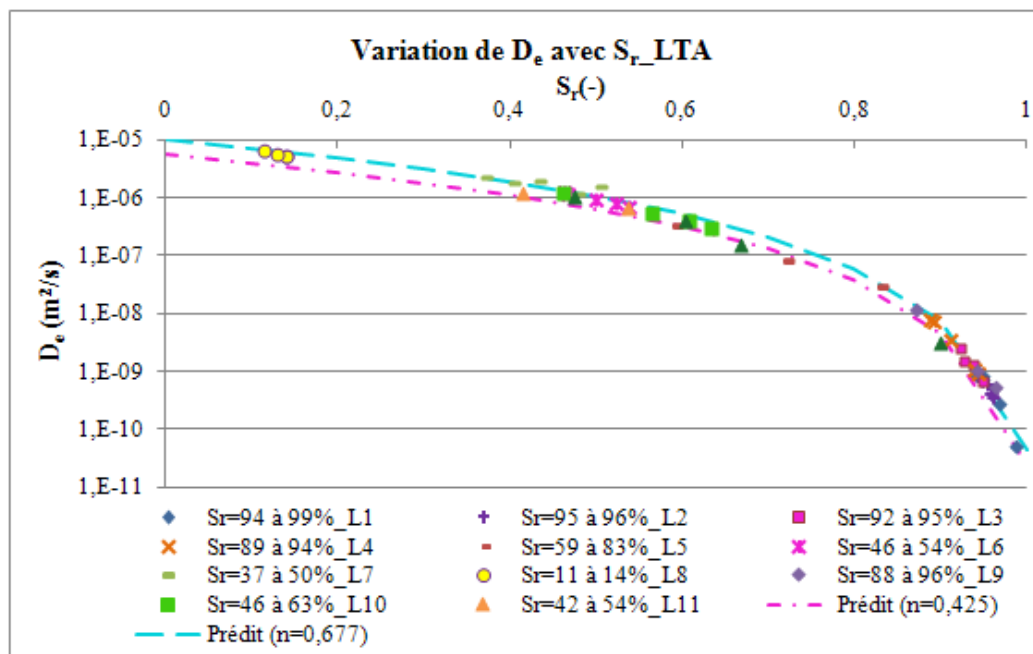


Figure 4.24 : Variation du coefficient de diffusion effectif  $D_e$  avec le degré de saturation  $S_r$  pour les résidus LTA : comparaison des mesures et prédictions selon le modèle de Aachib et al. (2004) pour les porosités minimale et maximale des échantillons testés.

Une comparaison entre les valeurs de  $D_e$  évaluées avec le modèle semi-empirique proposé par Aachib et al. (2004) et les valeurs de  $D_e$  calculées avec POLLUTE est présentée à la figure 4.26 pour les résidus LTA et à la figure 4.27 pour les résidus MRN. De façon générale, à l'exception de six valeurs, une bonne concordance a été observée entre  $D_e$  calculé et  $D_e$  estimé. L'écart entre les valeurs obtenues avec POLLUTE et celles estimées provient probablement de la précision d'évaluation des caractéristiques physiques des matériaux étudiés d'une part (incertitude sur  $n$ ,  $\theta_w$  et  $S_r$ ), et de la précision des senseurs Teledyne utilisés d'autre part. En outre, comme montré sur les figures de la section 4.3, l'ajustement des courbes expérimentales avec celles découlant de l'interprétation avec POLLUTE n'est pas toujours parfait.

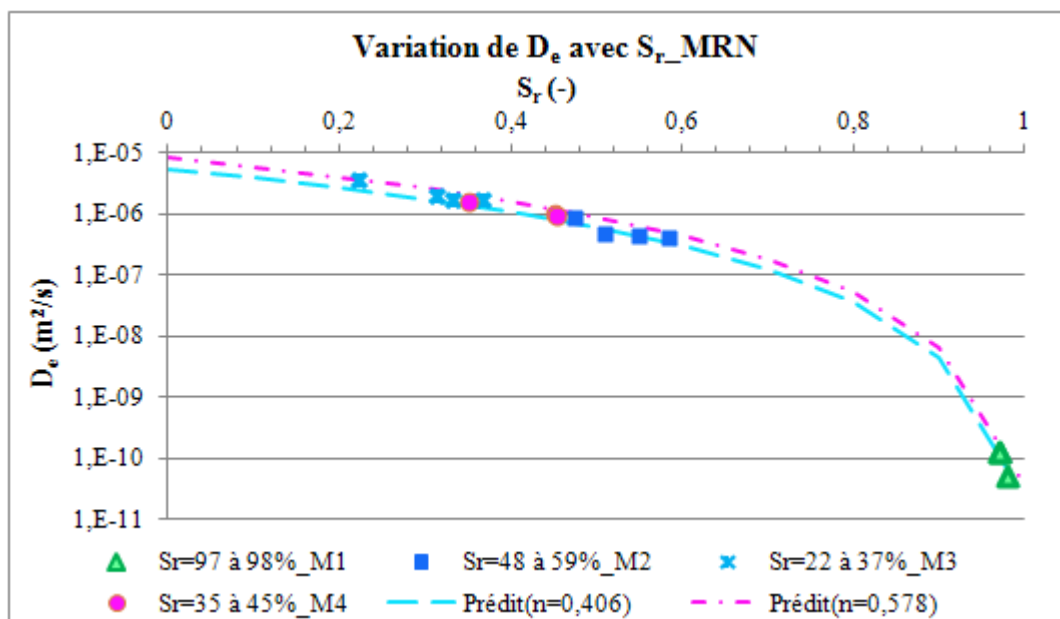


Figure 4.25 : Variation du coefficient de diffusion effectif  $D_e$  avec le degré de saturation  $S_r$  pour les résidus MRN : comparaison des mesures et prédictions selon le modèle de Aachib et al. (2004) pour les porosités minimale et maximale des échantillons testés.

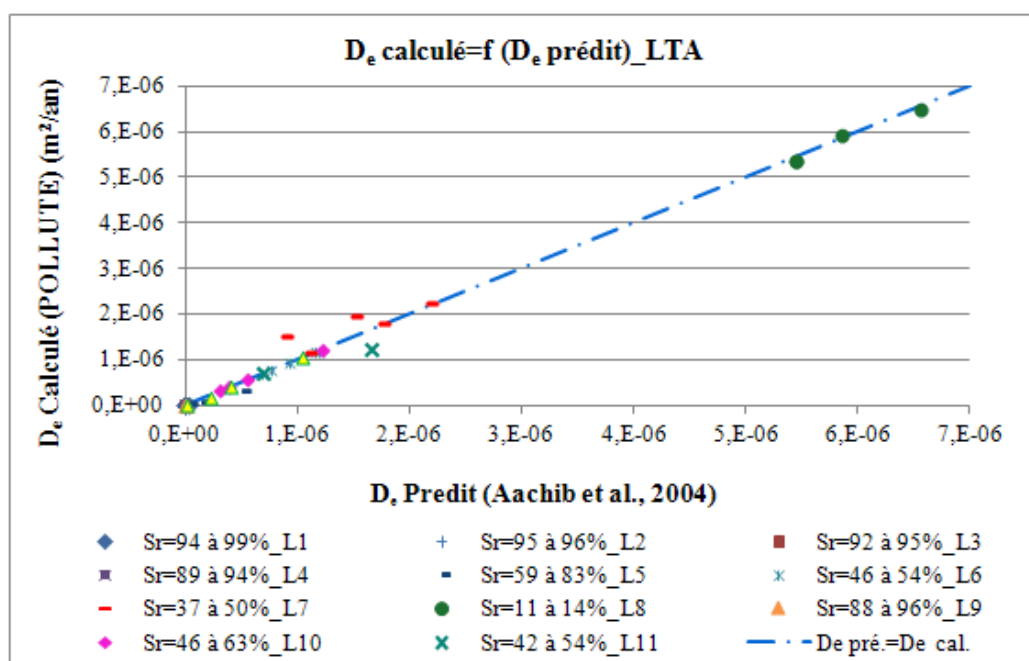


Figure 4.26 : Comparaison des valeurs de coefficients de diffusion effectifs  $D_e$  calculées selon POLLUTE avec les valeurs de  $D_e$  estimées avec le modèle Aachib et al. (2004) pour les résidus LTA.

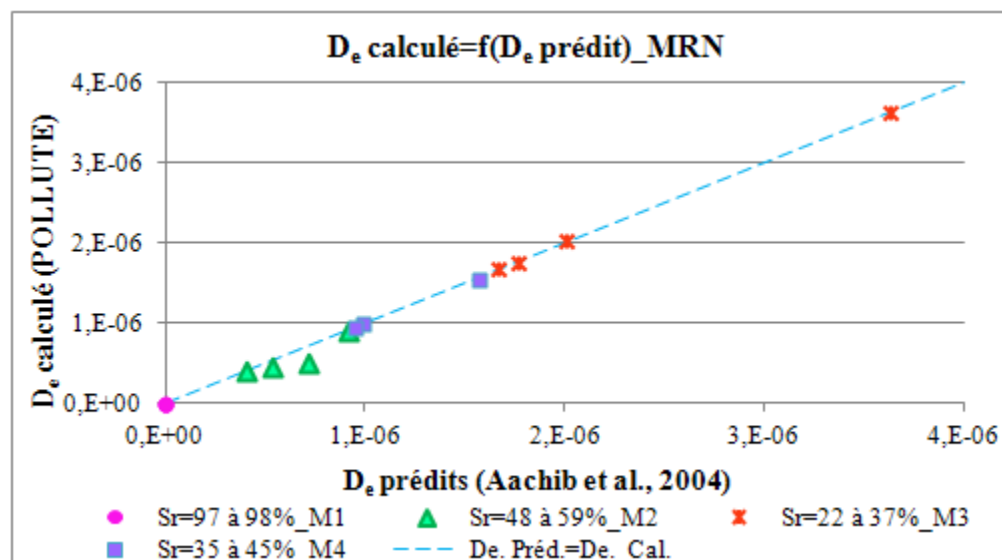


Figure 4.27 : Comparaison des valeurs de coefficients de diffusion effectifs  $D_e$  calculées selon POLLUTE avec les valeurs de  $D_e$  estimées avec le modèle Aachib et al. (2004) pour les résidus MRN.

### 4.5.3 Coefficient du taux de réaction $K_r$

Pour tenir compte des porosités différentes pour les différents essais, les valeurs du coefficient du taux de réaction  $K_r/(1-n)$  découlant des résultats de modélisation avec le code numérique POLLUTE sont données en fonction du degré de saturation  $S_r$  dans la figure 4.28 pour les résidus LTA et dans la figure 4.29 pour les résidus MRN. Pour chaque matériau, le coefficient  $K_r/(1-n)$  correspondant au modèle de Collin (1987, 1998) qui devient une constante (voir équation [2.23]) est aussi montré dans ces figures. Il faut noter ici qu'à cause de différence des teneurs en soufre obtenues par les analyses ICP (analyse chimique) et LECO pour les résidus MRN, les courbes de réactivité prédites sont présentées pour les deux valeurs de % de soufre. Les paramètres  $D_{10}$  et  $C_U$  utilisés sont données dans le tableau 4.1 alors que le pourcentage de pyrite  $C_p$  est donné dans le tableau 4.5.

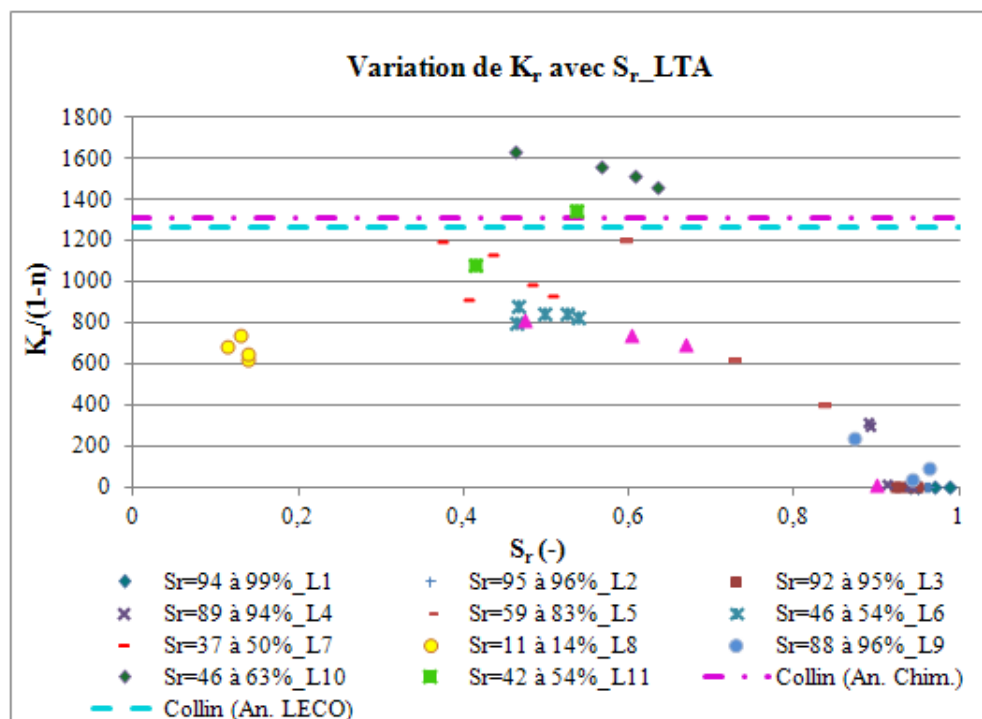


Figure 4.28 : Variation des coefficients du taux de réaction  $K_r/(1-n)$  mesurés et estimés en fonction du degré de saturation  $S_r$  pour les résidus LTA.

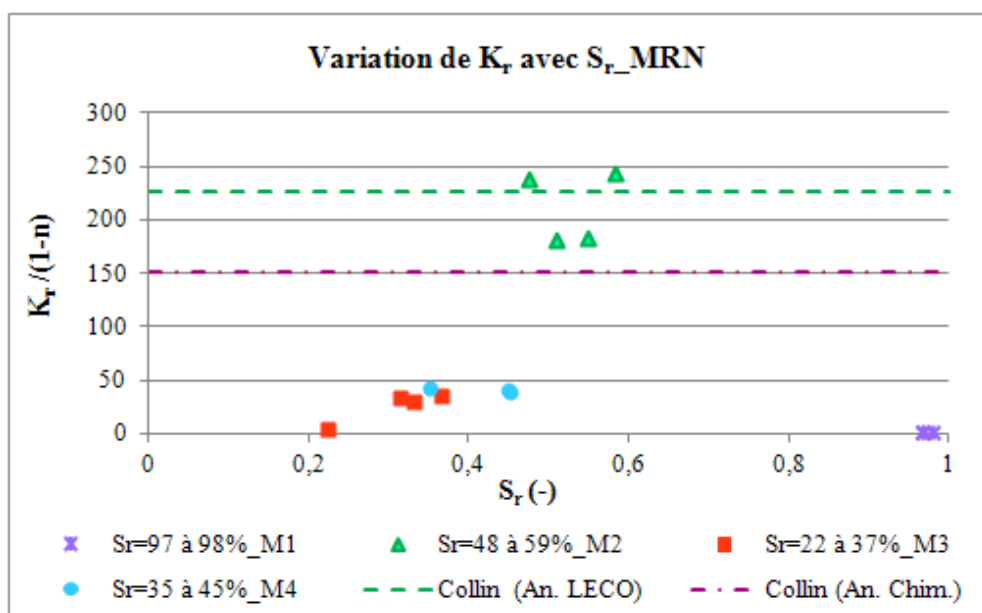


Figure 4.29 : Variation des coefficients du taux de réaction  $K_r/(1-n)$  mesurés et estimés en fonction du degré de saturation  $S_r$  pour les résidus MRN.



Les valeurs de  $K_r/(1-n)$  ajustées commencent avec des valeurs faibles et augmentent avec le degré de saturation  $S_r$  jusqu'à un seuil (autour entre 40 et 60%) où la réactivité atteint son maximum et se stabilise. Les valeurs  $K_r$  semblent baissent ensuite lorsque  $S_r$  dépasse ce seuil. Ces résultats semblent corroborer, en partie, avec ceux obtenus par Gosselin (2007) (voir aussi Gosselin et al., 2007a, 2007b).

Les résultats du coefficient de réactivité  $K_r$  des résidus MRN, pour  $40\% < S_r < 60\%$ , dépassent parfois (série M2) les valeurs prédites par le modèle de Collin (1987) calculées à partir de la teneur en soufre analysé avec ICP (% Soufre = 0,753%). Ces valeurs atteignent les taux de réactivité calculées en utilisant les données des analyses LECO. Pour des degrés de saturation très élevés ( $S_r > 90\%$ ), le système de mesure de l'évolution temporelle des concentrations d'oxygène à deux réservoirs a donné des valeurs des taux de réactivité quasiment nulles.

## **CHAPITRE 5 : RÉSULTATS DES MESURES DE CONCENTRATION D'OXYGÈNE SUR LE SITE LTA**

Ce chapitre présente les résultats des travaux d'échantillonnage *in-situ* de gaz interstitiel pour définir les profils verticaux de concentration d'oxygène interstitiel à travers la CEBC du site LTA et les résidus sulfureux sous-jacents.

À partir de l'été 2006, date de ré-instrumentation du site LTA, un total de huit stations d'auscultation du profil d'oxygène interstitiel a été installé à différentes profondeurs sur le secteur plateau ainsi que sur les zones de pente du recouvrement, à proximité des stations de mesure existantes (voir Figure 3.8). Au cours de quatre saisons d'été de 2007 à 2009, des campagnes de mesure de concentration d'oxygène ont été réalisées pour évaluer l'efficacité de la CEBC en termes de migration de l'oxygène en établissant des profils de concentrations d'oxygène à travers les couches du recouvrement et dans les résidus sous-jacents. À cet effet, l'échantillonnage du gaz interstitiel a été réalisé par la méthode de pointes dédiées, décrites dans le chapitre 3.

Cette section du mémoire présente d'abord l'évolution des mesures de la teneur en eau volumique dans la couche de rétention d'eau (et occasionnellement dans la couche de bris capillaire) aux huit stations permettant d'observer les effets de barrière capillaire. On présente ensuite les profils de concentration d'oxygène à travers la CEBC pour toutes les stations. Ces mesures sont présentées d'abord pour la zone du plateau et ensuite pour les zones en pentes.

### **5.1 Teneurs en eau volumiques et concentrations d'oxygène interstitiel sur le plateau**

À partir de l'été 2007, les deux stations du plateau CS 06-10 et CS 06-14 (voir Figure 3-8) ont fait l'objet d'un échantillonnage du gaz interstitiel par pointes dédiées. Le gaz de sol a été analysé sur place grâce au système de mesure décrit dans la section 3.2.3 et schématisé sur la figure 3-16.

Dans ce qui suit, on présente les résultats de chaque station séparément. Les teneurs en eau volumiques sont données en premier, suivies des profils verticaux de concentration de l'oxygène interstitiel.

### 5.1.1 Station CS 06-10

Les valeurs des teneurs en eau volumique ( $\theta_w$ ) mesurées à la base (T5) et en haut (T3) (voir Figure 3.7) de la couche de rétention d'eau de la station CS 06-10 aux différentes périodes d'échantillonnage sont présentées dans la figure 5.1. Généralement, les valeurs de  $\theta_w$  mesurées sont entre de 0,30 et 0,37 pour la période allant de juin 2007 à août 2009.

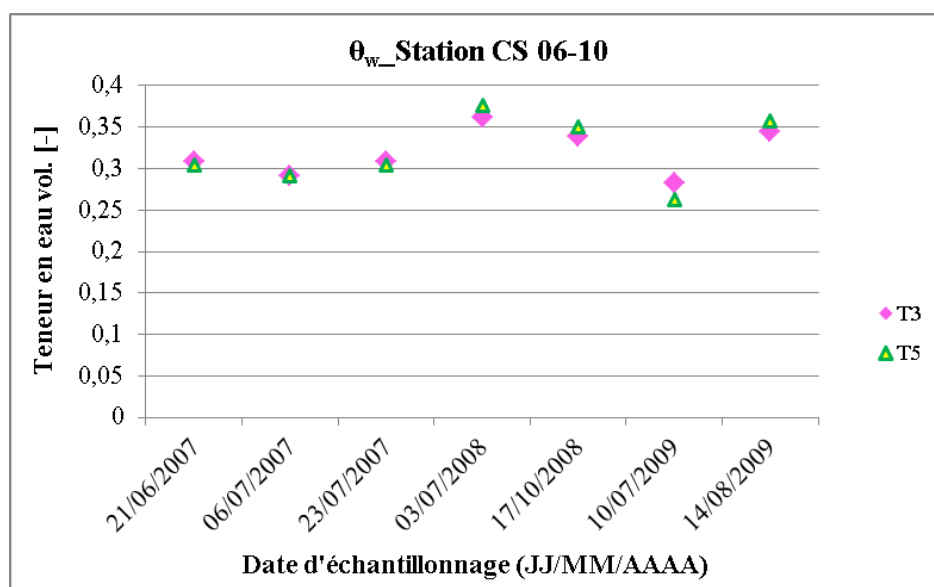


Figure 5.1 : Évolution de la teneur en eau volumique dans la couche de rétention d'eau de la CEBC à la station CS 06-10 située sur le plateau du site LTA.

Une hausse des teneurs  $\theta_w$  a été enregistrée dans les deux niveaux de mesure le 03 juillet 2008. Les valeurs ont été autour de 0,37 dans la couche MRN (pour une porosité moyenne  $n$  de 0,44, cette teneur en eau volumique  $\theta_w$  correspond à un degré de saturation  $S_r$  de l'ordre de 84%). Une réduction marquée de  $\theta_w$  (0,27) a été observée le 10 juillet 2009 (cela correspond à  $S_r = 54\%$  pour la même porosité). Les précipitations totales quotidiennes quasiment nulles (voir Figure 5.2) accompagnées des températures élevées ( $T=26,4^{\circ}\text{C}$  le 9 juillet 2009) montrées dans la figure 5.3

expliquent la baisse de  $\theta_w$  du 10 juillet 2009. Ces données météorologiques proviennent d'une station météorologique située à Val-d'Or, à environ 22 km du site ([www.climate.weatheroffice.gc.ca](http://www.climate.weatheroffice.gc.ca)). Les précipitations du 10 juillet 2009 indiquées dans la figure 5-2 sont tombées juste après l'échantillonnage des gaz interstitiels. Des précipitations de 20 mm enregistrées le 02 juillet 2008 expliquent la hausse des teneurs en eau mesurée le 03 juillet 2008.

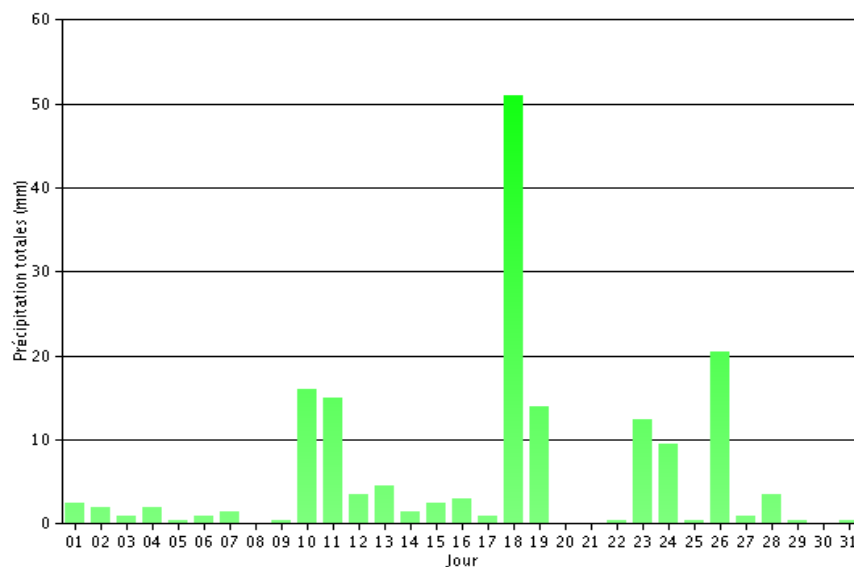


Figure 5.2 : Précipitations s quotidiennes pour juillet 2009 ([www.climate.weatheroffice.gc.ca](http://www.climate.weatheroffice.gc.ca)).

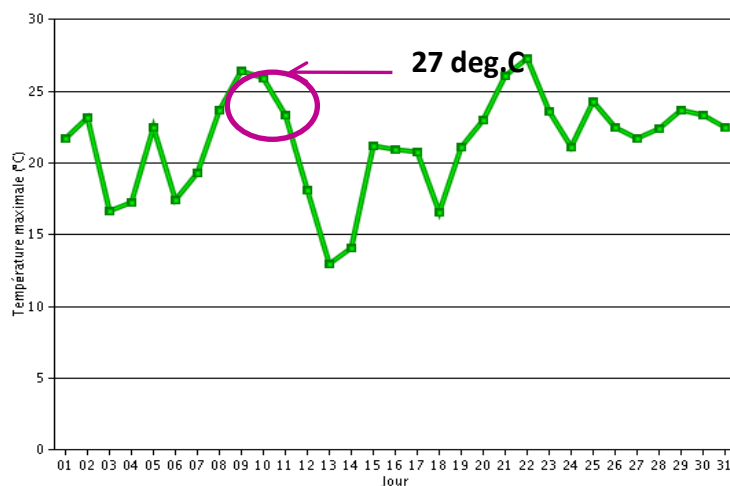


Figure 5.3 : Température maximale quotidiennes pour juillet 2009 ([www.climate.weatheroffice.gc.ca](http://www.climate.weatheroffice.gc.ca)).

Pour toutes les dates d'échantillonnage, les teneurs en eau volumiques dans les parties inférieures (T3) et supérieures (T5) de la couche MRN sont presque identiques, sauf pour le 10 juillet 2009 où  $\theta_w$  à la base est légèrement supérieure à  $\theta_w$  en haut de la couche.

Toutes les valeurs de concentration d'oxygène enregistrées dans la station CS 06-10 avec pointes dédiées de 2007 à 2009 sont regroupés sur la figure 5.4 et l'évolution des mesures au milieu de la couche de rétention d'eau et à la surface des résidus LTA est présentée sur la figure 5.5. Les sondes d'échantillonnage (pointes dédiées) ont été installées comme suit :

- à 55 cm au-dessous de l'interface entre la couche de rétention d'eau et la couche de drainage (ou à 75 cm de la surface) :
- à 13 cm au-dessus de l'interface de la couche de bris capillaire avec la couche fine (ou à 97 cm de la surface);
- à 5 cm au-dessous de l'interface de la couche de bris capillaire avec la couche de rétention d'eau (ou à 115 cm de la surface de la CEBC);
- à 15 cm dans les résidus réactifs (ou à 175 cm de la surface).

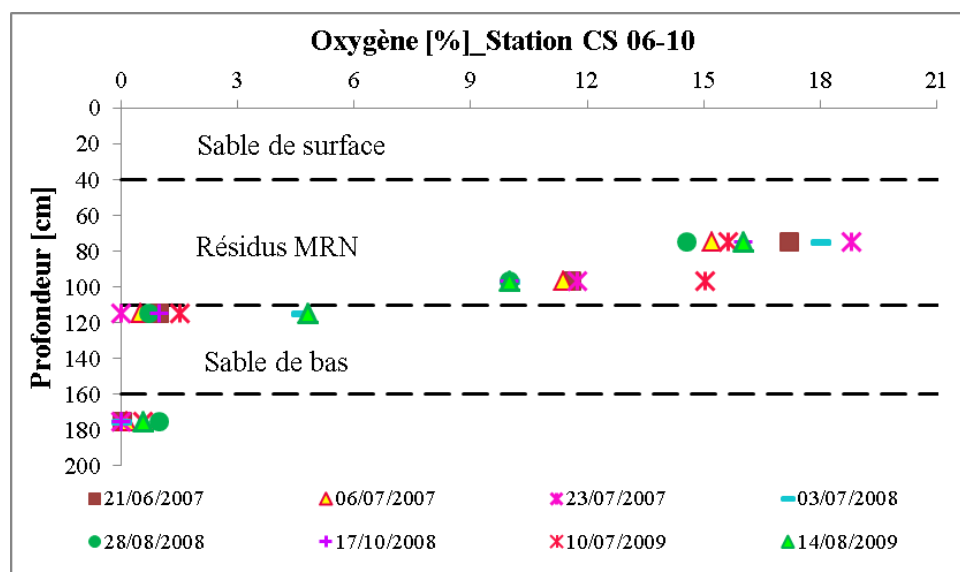


Figure 5.4 : Valeurs de la concentration d'oxygène mesurée à partir de quatre pointes dédiées installées dans la station CS 06-10 à différentes dates de 2007 à 2009.

Le graphique des valeurs mesurées (voir Figure 5.4) illustre une réduction claire de la concentration d'oxygène avec la profondeur. Les valeurs les plus élevées sont mesurées à partir de la première pointe, située à un niveau supérieure, au milieu de la couche de rétention d'eau. Les concentrations enregistrées à ce point d'échantillonnage au cours de l'été, particulièrement pendant les mois de juillet et d'août, sont comprises entre 18,8% et 14,6%. Les concentrations en oxygène les plus basses sont enregistrées au point d'échantillonnage le plus profond, dans la partie supérieure des résidus sulfureux réactifs LTA. Les valeurs sont quasiment nulles (voir Figure 5.5) à ce point d'échantillonnage.

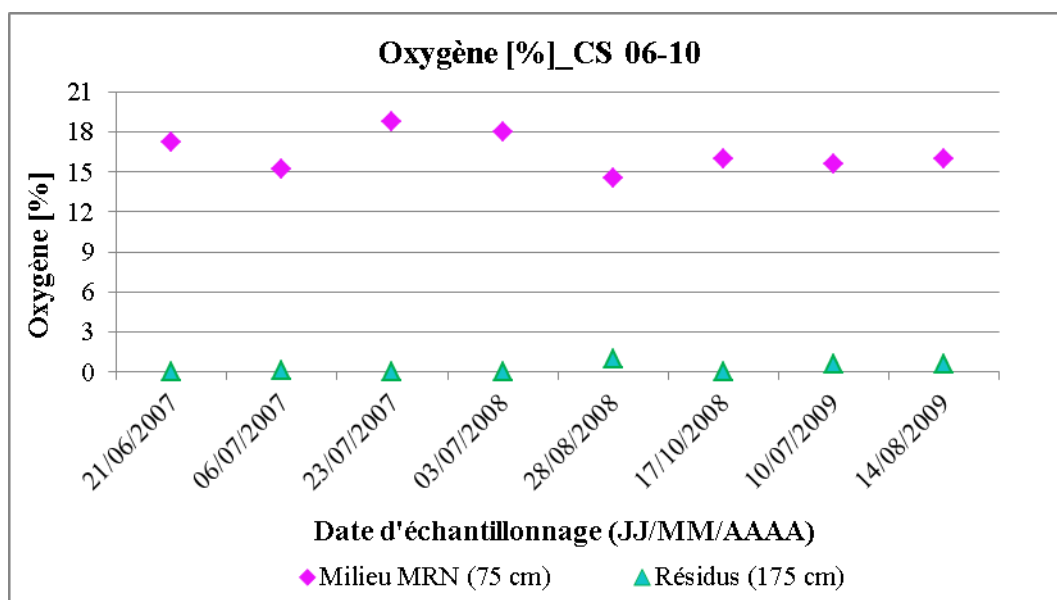


Figure 5.5 : Évolution des concentrations d'oxygène au milieu de la couche MRN et à la surface des résidus sulfureux avec le temps à la station CS 06-10.

Les concentrations d'oxygène dans la CEBC, notamment dans la couche de rétention d'eau (Figure 5.5), ont subi une hausse le 23 juillet 2007, le 03 juillet 2008 et le 10 juillet 2009. Cela est étroitement lié à la réduction prononcée de la teneur en eau volumique enregistrée au cours de ces mêmes dates, tel qu'illustré à la figure 5.1. En effet, la désaturation de la couche de rétention d'eau amplifie le coefficient de diffusion et le flux d'oxygène dans la direction des résidus réactifs (Bussière et al., 2006).

La hausse des valeurs des concentrations en oxygène au milieu de la couche du sable de bris capillaire le 03 juillet 2008 et le 14 août 2009 est reliée à l'absence du bouchon habituellement placé au bout du tuyau d'échantillonnage en fluopolymère relié à la pointe dédiée pour éviter que l'oxygène de l'air atmosphérique entre dans le tube.

### 5.1.2 Station CS 06-14

La distribution de la teneur volumique en eau de la CEBC à la station CS 06-14 est représentée sur la figure 5.6.

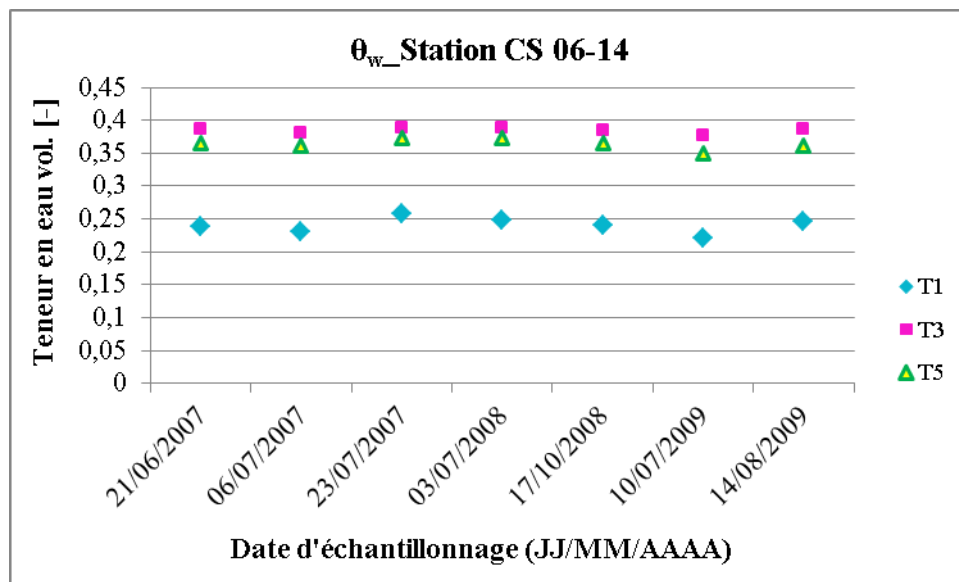


Figure 5.6 : Évolution de la teneur en eau volumique dans la couche de rétention d'eau et la couche de bris capillaire de la CEBC à la station CS 06-14 située sur le plateau du site LTA proche de la digue nord.

La figure illustre les teneurs en eau volumique mesurées dans la couche de bris capillaire (T1) et dans le bas (T3) ainsi que le haut (T5) de la couche de rétention d'eau (voir position à la figure 3.7). Elle montre que les valeurs de  $\theta_w$  mesurées dans la couche du sable du bas de la CEBC (T1) sont beaucoup plus faibles que les valeurs de  $\theta_w$  observées dans la couche de MRN. Les valeurs de  $\theta_w$  dans la couche de bris capillaire varient entre 0,22 et 0,25 (valeurs relativement élevés pour

cette couche pour un bon développement des effets de barrière capillaire). Les mesures dans la couche de rétention d'eau indiquent que les valeurs  $\theta_w$  varient entre 0,37 et environ 0,39 ( $S_r$  entre 85,4% et 88,6% pour  $n=0,44$ ) dans la partie inférieure de la couche MRN et oscillent entre 0,35 et 0,37 ( $S_r$  entre 79,5% et 84,5% pour  $n=0,44$ ) dans sa partie supérieure. Ce contraste entre les  $\theta_w$  de deux couches superposées à granulométries différentes indique l'existence des effets de barrières capillaires (mais pas assez développés) dans le recouvrement du type CEBC du site LTA.

Il faut noter ici que le comportement hydrogéologique observé dans la couche fine de la station CS 06-14 est semblable à celui dans la station CS 06-10. Les valeurs de la teneur en eau volumique obtenues à l'aide des sondes TDR de la station CS 06-14 présentent une légère baisse au cours de la troisième campagne d'échantillonnage en 2009 (le 10 juillet 2009) à cause des conditions climatiques (voir Figures 5.2 et 5.3).

Les cinq pointes dédiées pour l'échantillonnage du gaz interstitiel sont installées aux profondeurs suivantes (du haut vers le bas):

- à 15 cm, dans la partie supérieure de la couche de rétention d'eau et sa profondeur à partir de la surface du sol est de 51 cm,
- à une profondeur de 88 cm de la surface, au milieu de la couche de rétention d'eau;
- à une profondeur de 152 cm de la surface, au milieu de la couche de bris capillaire;
- à une profondeur de 175 cm de la surface, en bas de la couche de sable capillaire;
- à une profondeur de 205 cm de la surface, à l'interface des résidus et couche de bris capillaire.

Les valeurs de concentration d'oxygène enregistrées à la station d'échantillonnage CS 06-14 à partir de l'été 2007 jusqu'en 2009 sont regroupés sur la figure 5.7.



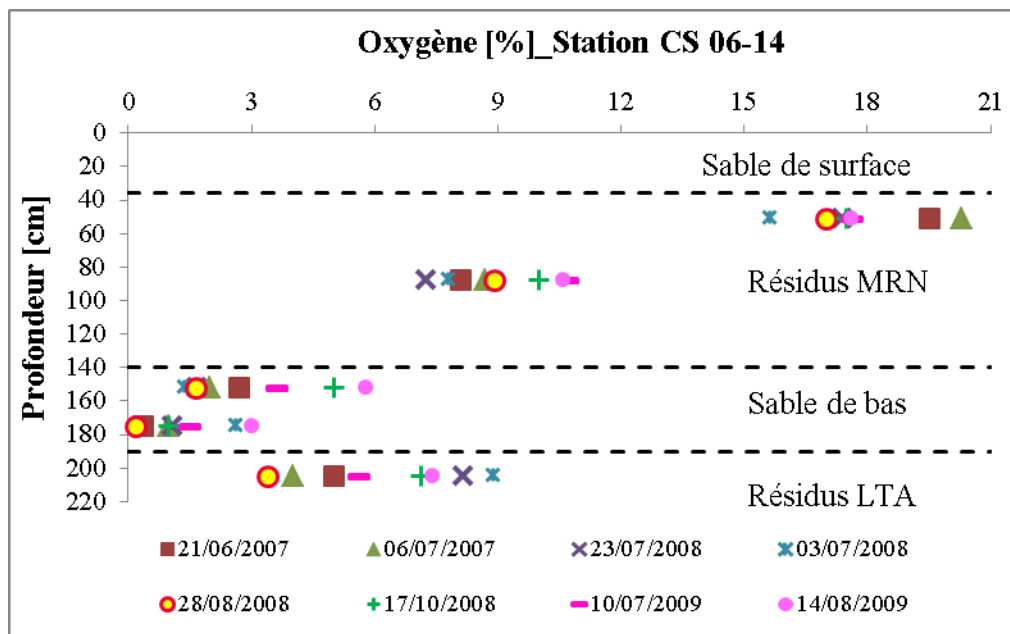


Figure 5.7 : Valeurs de la concentration d'oxygène mesurées dans les cinq pointes dédiées implantées dans la station CS 06-14 à différentes dates de 2007 à 2009.

Les profils verticaux de la concentration d'oxygène de la figure 5.7 indiquent une réduction verticale des concentrations d'oxygène avec la profondeur. Les résultats des teneurs en oxygène dans tous les niveaux d'échantillonnage du gaz interstitiel dans cette station ressemblent aux valeurs rencontrées de la station CS 06-10. Cependant, les valeurs obtenues à partir de la pointe dédiée dans les résidus réactifs sous la CEBC sont plus grandes (variable entre 6% et 9%; voir Figure 5.7). Ce point de mesure a fourni des valeurs supérieures à celles provenant de la base et du milieu de la couche de bris capillaire du bas, ce qui est inattendu. Cela pourrait être causé par un bris éventuel au niveau du tuyau d'échantillonnage. L'évolution de concentrations d'oxygène au milieu de la couche de rétention d'eau et à en bas de la couche de bris capillaire (puisque'il ya un bris au niveau de tube en fluopolymère attaché à la pointe dédiée installée dans la surface des résidus sulfureux) est présentée sur la figure 5-8. Les fluctuations temporelles dans les concentrations d'oxygène à tous les niveaux, et particulièrement au milieu de la couche MRN où la concentration d'oxygène oscille entre 7,2% et 10,8% (voir Figure 5.8), sont liées aux variations climatiques et donc aux teneurs en eau volumiques des matériaux à ces niveaux. Les teneurs en

eau volumiques élevées enregistrées, que ce soit dans la couche fine ou dans le sable du bas, ont limité le flux d'oxygène vers les résidus sulfureux.

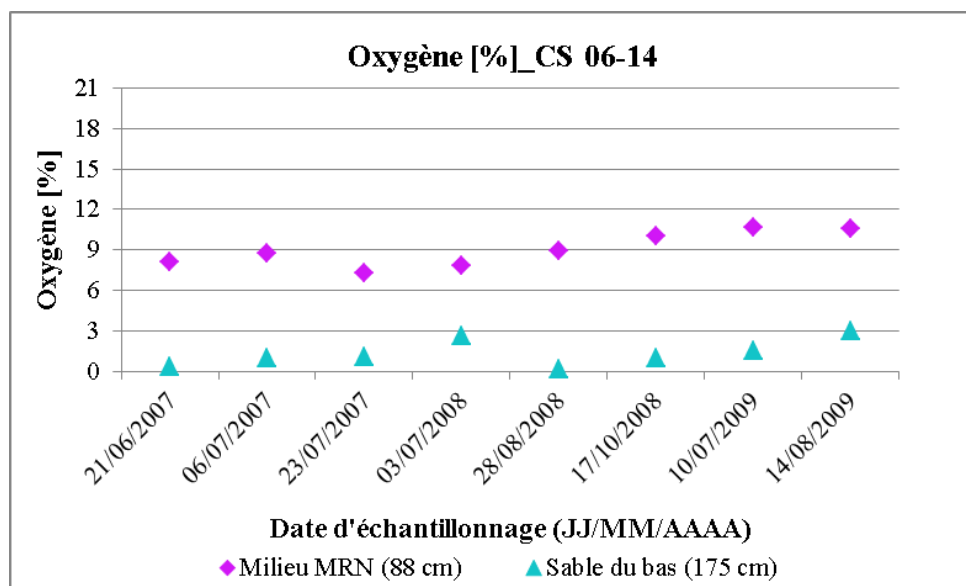


Figure 5.8 : Évolution des concentrations d'oxygène au milieu de la couche MRN et en haut des résidus sulfureux avec le temps à la station CS 06-14.

## 5.2 Teneurs en eau volumiques et concentrations d'oxygène interstitiel sur les pentes

L'emplacement des stations d'échantillonnage d'oxygène en pente est montré aux figures 3.8 et 3.17. Toutes les stations implantées sur les surfaces inclinées en 2007, au niveau des stations PS 06-8 et 9, PS 06-12 et 13 et PS 96-1 et PS 06-25, étaient équipées avec des sondes TDR pour suivre le comportement hydrique de la CEBC. Ces sondes TDR sont généralement au nombre de trois et distribuées de la même manière que dans le secteur du plateau (figure 3.7), sauf aux stations PS 06-1 et PS 06-25 où il n'y a qu'une seule sonde, placée au milieu de la couche de rétention d'eau.

Les stations PS 06-12 et PS 06-13 ont été installées au début de l'été 2007 alors que les autres stations en pente (PS 06-8 et 9, PS 96-1 et PS 06-25) l'ont été vers la fin de l'été 2007. Pour cette raison, trois campagnes de mesure ont été réalisées au niveau des stations PS 06-12 et 13 à partir du 06 juillet 2007 (été 2007, 2008 et 2009), alors qu'uniquement deux campagnes de mesures de concentration d'oxygène ont été réalisées (été 2008 et 2009) pour les deux autres stations en pente.

### 5.2.1 Station PS 06-12

Les mesures des teneurs en eau volumiques  $\theta_w$  enregistrées dans la couche de bris capillaire en sable (T1) en bas de la couche de rétention d'eau (T3) et en haut de cette même couche (T5) de la station PS 06-12, située sur la berme au milieu de la digue nord du site LTA (voir figure 3.15) sont données dans la figure 5.9.

Les teneurs en eau volumique  $\theta_w$  observées dans la couche de sable du bas sont largement inférieures aux valeurs observées dans la couche fine de MRN et la variation est plus marquée que dans les stations du plateau.  $\theta_w$  est généralement de l'ordre de 0,10 dans la couche de bris capillaire et ses fluctuations proviennent des changements climatiques. En bas de la couche de rétention d'eau (T3),  $\theta_w$  est de l'ordre de 0,40 (pour une porosité moyenne  $n$  supposée de 0,44, cette teneur en eau volumique  $\theta_w$  correspond à un degré de saturation  $S_r$  de l'ordre de 91%). Elle est supérieure d'environ 13% aux  $\theta_w$  mesurées en haut de la couche de MRN (T5), qui est de l'ordre de 0,25 à 0,28. Les teneurs en eau volumique enregistrées à la base de la couche fine de rétention d'eau sont largement supérieures aux valeurs mesurées dans la couche du sable granulaire à la base de la CEBC, ce qui confirme la présence des effets de barrière capillaires. L'impact de cette distribution de teneur en eau à travers la CEBC sur la migration de l'oxygène est présenté dans ce qui suit.

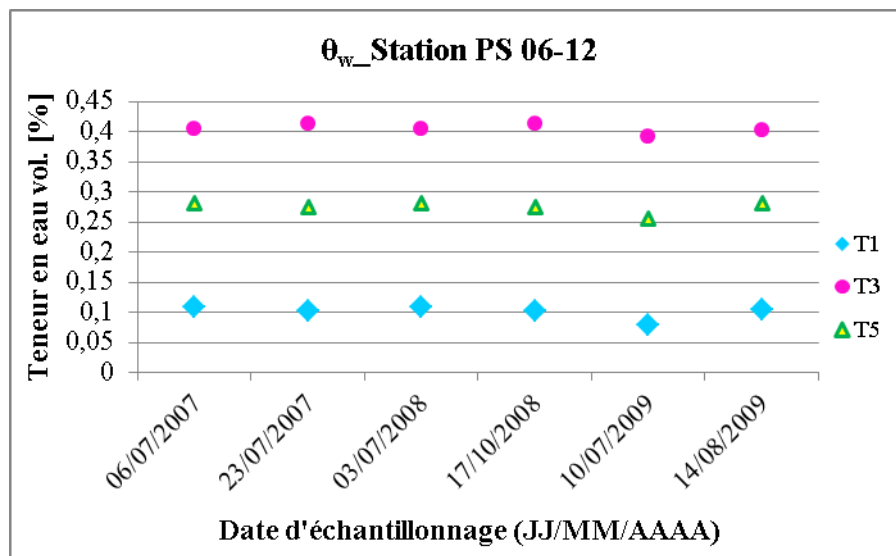


Figure 5.9 : Évolution de la teneur en eau volumique dans la couche de rétention d'eau (T3 et T5) et la couche de bris capillaire (T1) de la CEBC à la station PS 06-12, sur la berme au milieu de la digue nord du site LTA.

Les résultats de mesure du profil vertical de concentrations d'oxygène à travers la CEBC et les résidus sous-jacents dans la station PS 06-12 au cours de trois campagnes de mesure (été 2007, 2008 et 2009) sont illustrés sur la figure 5.10. Les 5 pointes d'échantillonnage du gaz de sol sont placées de la manière suivante :

- à 55 cm de profondeur à partir de la surface de la CEBC ou à 15 cm dans la partie supérieure de la couche de rétention d'eau;
- au milieu de la couche de rétention d'eau (ou à 95 cm de la surface);
- à 15 cm en haut de l'interface entre la couche de rétention d'eau et la couche de bris capillaire en sable (ou à 135 cm de la surface de la CEBC);
- au milieu de la couche de bris capillaire en sable (ou à 175 cm de la surface de la terre);
- à 15 cm sous l'interface des résidus réactifs avec le sable capillaire (ou à 195 cm de la surface).

Il faut noter ici qu'au cours de la mise en place des pointes dédiées, de grosses roches ont été rencontrées dans la couche de bris capillaire du bas à plusieurs reprises. Cela a obligé parfois de placer la dernière pointe avant la profondeur visée. Cet emplacement des pointes de mesure est quasiment identique pour toutes les stations installées sur pente qui vont suivre, cependant leurs profondeurs par rapport à la surface de la CEBC diffèrent selon les épaisseurs de couches du recouvrement (voir Tableau 3.2).

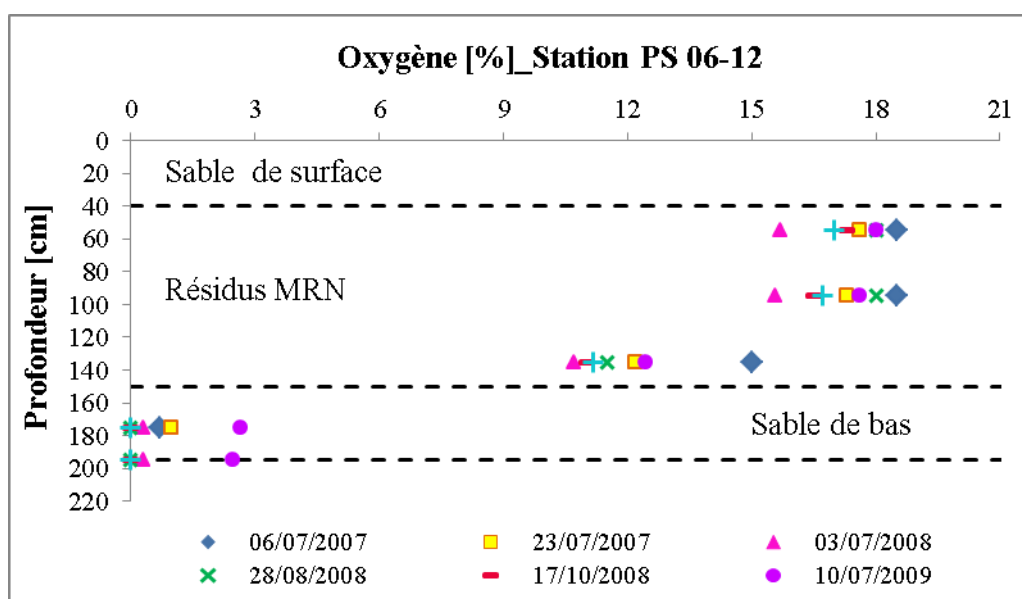


Figure 5.10 : Valeurs de la concentration d'oxygène mesurées dans les pointes dédiées implantées dans la station PS 06-12, sur la berme au milieu de la digue nord de la CEBC (mesure de  $[O_2]$  avec OXY-10).

Une baisse des valeurs de concentration d'oxygène avec la profondeur est bien illustrée sur la figure 5.10 qui présente les mesures réalisées de 2007 à 2009. L'évolution des concentrations d'oxygène au milieu de la couche de rétention d'eau et à la surface des résidus sulfureux est présentée sur la figure 5.11.

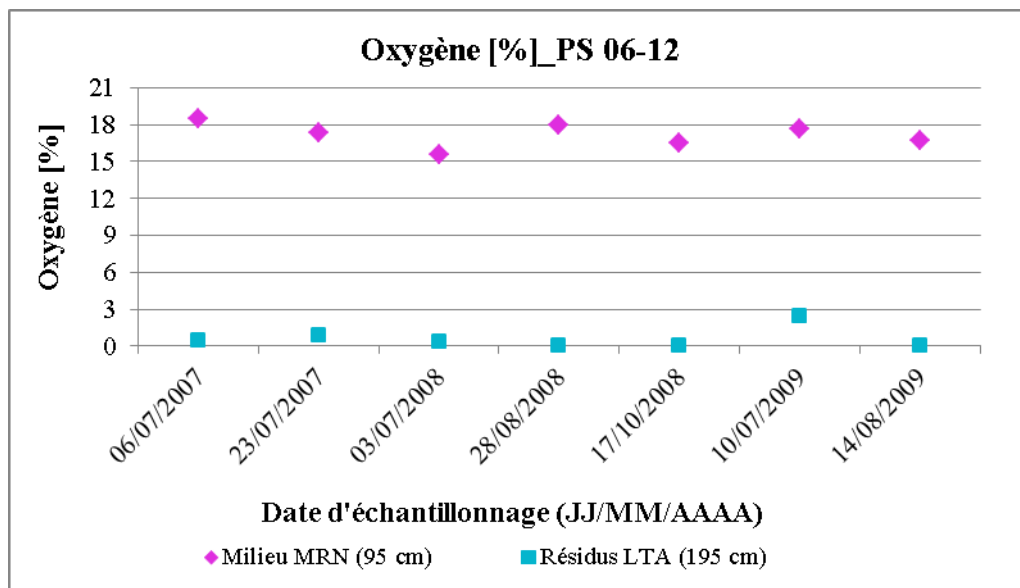


Figure 5.11 : Évolution des concentrations d'oxygène au milieu de la couche MRN et en haut des résidus sulfureux avec le temps, cas de PS 06-12 (mesure de  $[O_2]$  avec OXY-10).

Les concentrations les plus élevées sont enregistrées dans la partie supérieure ainsi qu'au milieu de la couche de rétention d'eau en matériaux fins; elles sont similaires en ces deux points d'échantillonnage avec des concentrations entre 15,5% à 18%. Ces valeurs semblent en contradiction avec le degré de saturation  $S_r$  (autour de 91%) mesuré dans la couche de rétention d'eau. Si on suppose que les mesures de teneur en eau et de concentration d'oxygène sont exactes, il n'est pas facile de justifier ce comportement. Peut-être que la porosité  $n$  est supérieure à la valeur considérée de 0,44, de manière que  $S_r$  baisse. D'autres facteurs, telle la réactivité des matériaux sous la CEBC, peuvent aussi influencer ce profil des concentrations d'oxygène. Les valeurs des teneurs en oxygène mesurées dans la partie inférieure de cette même couche oscillent entre 10,7% et 12,2%. Les concentrations d'oxygène dans le sable de bris capillaire et dans les résidus au-dessous de la CEBC se sont montrées quasiment nulles au cours de chaque été, à l'exception de la valeur d'environ 2,5% observée le 10 juillet 2009. Ce jour-là, la baisse de la teneur en eau volumique observées après la période sans précipitations qui régnait sur la région et qui est montrée sur la figure 5.2 a affecté le comportement hydrique attendu de la CEBC et a probablement permis un flux d'oxygène de traverser la CEBC vers les résidus sulfureux.

### 5.2.2 Station PS 06-13

Les valeurs des teneurs en eau volumiques  $\theta_w$  mesurées dans la station PS 06-13, localisée au niveau de la portion supérieure de la digue nord de la CEBC du site LTA (voir Figure 3.15) sont données à la figure 5.12.

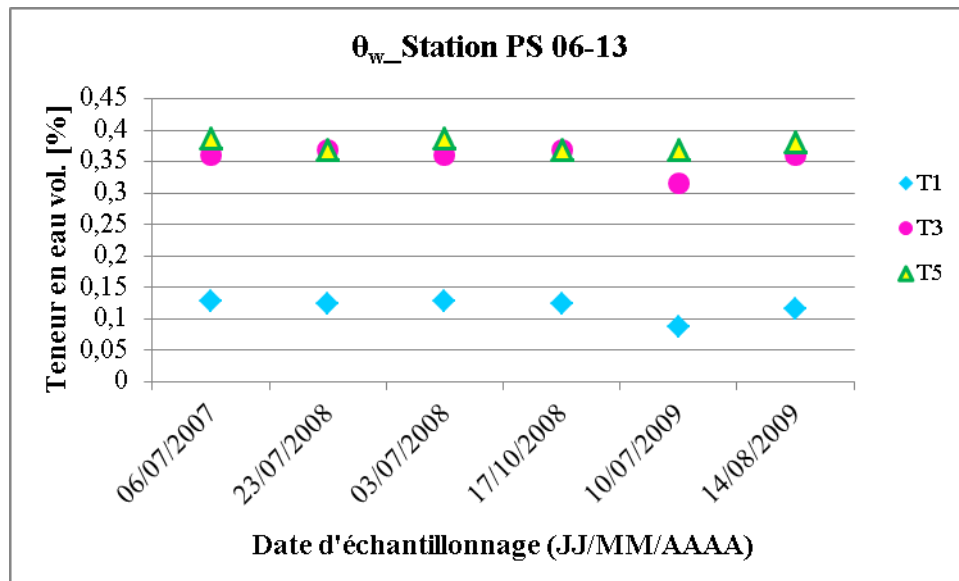


Figure 5.12 : Évolution de la teneur en eau volumique dans la couche de rétention d'eau et la couche de bris capillaire à la station PS 06-13, située dans la portion supérieure de la digue nord de la CEBC du site LTA (voir figure 3.8).

Les résultats montrent que les teneurs en eau dans la partie inférieure de la couche de rétention d'eau (T3) sont largement supérieures aux valeurs enregistrées dans la couche de bris capillaire (T1), en raison de la présence des effets de barrières capillaires. En effet, dans le sable du bas, les valeurs relativement faibles de  $\theta_w$  oscillent entre 0,12 et 0,09 selon l'intensité et la durée des précipitations qui précèdent le jour de l'échantillonnage. Néanmoins, les teneurs en eau volumique dans la couche MRN ( $\theta_w$  entre 0,38 et 0,36) sont inférieures aux valeurs observées à la station PS 06-12 ( $\theta_w$  autour de 0,40). Cette différence entre les deux stations est attribuée aux effets de la pente qui tend à désaturer les couches (Bussière et al., 2003c, 2006; Maqsoud et al.,

2005). La figure 5.12 montre aussi une différence dans les valeurs de  $\theta_w$  à la base de la couche de rétention d'eau et les valeurs à sa partie supérieure; les  $\theta_w$  du bas de la couche MRN dépassent les valeurs  $\theta_w$  du haut d'environ 0,02 à 0,05. Ce comportement est probablement causé par la succion supérieure à des niveaux plus élevés à partir de l'interface entre la couche du bris capillaire et la couche de rétention d'eau (Maqsoud et al., 2009).

La position des pointes d'échantillonnage dans le recouvrement et les résidus sulfureux est similaire à celle de la station précédente PS 06-12. Ici, les profondeurs des pointes sont à 50 cm, 73 cm, 95 cm, 125 cm et 155 cm de la surface. La distribution des concentrations d'oxygène avec la profondeur dans la station PS 06-13 est donnée dans la figure 5.13. La variation temporelle d'oxygène dans la couche de rétention d'eau et en haut des résidus sulfureux est donnée dans la figure 5.14.

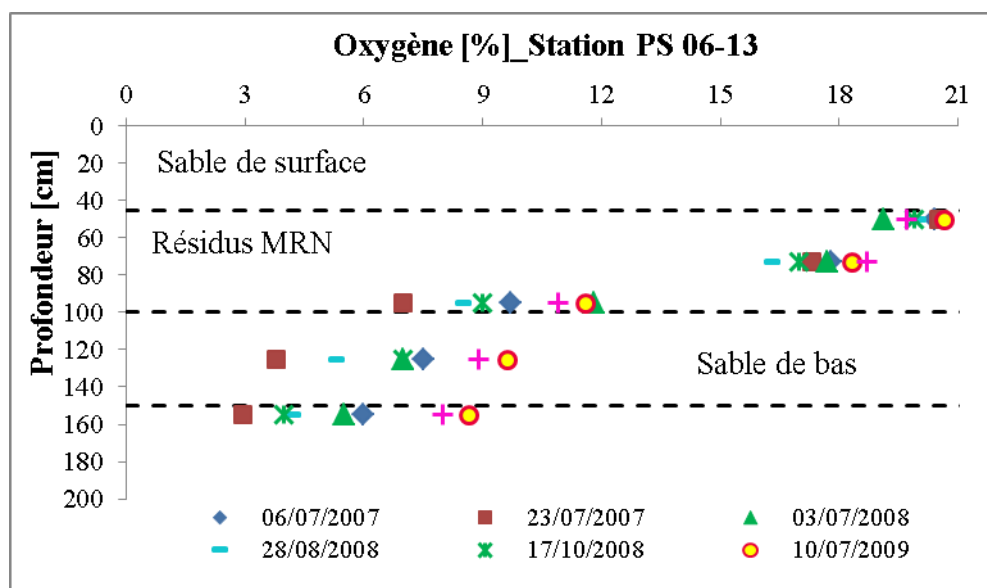


Figure 5.13 : Valeurs de la concentration d'oxygène mesurées à partir des pointes dédiées implantées dans la station PS 06-13, sur la berme au milieu de la digue nord de la CEBC (mesure de  $[O_2]$  avec OXY-10).

Les profils verticaux montrent une diminution des quantités d'oxygène mesurées avec la profondeur. Les concentrations baissent de la valeur atmosphérique mesurée dans la partie



supérieure de la couche de rétention d'eau jusqu'à des concentrations variant entre 2,9% et 8,6% dans les résidus sous la CEBC (voir Figure 5.14).

Contrairement à la station PS 06-12, les concentrations d'oxygène enregistrées à la base de la CEBC à la station PS 06-13 n'atteignent jamais zéro, ceci correspond à la non-saturation de la base de la couche de rétention d'eau (T3) qui réellement n'arrive pas à empêcher le flux d'oxygène aux résidus réactifs. Ces résultats de teneur en oxygène confirment que l'inclinaison de la couverture et la différence de l'élévation induit à une désaturation temporaire de la couche de rétention d'eau, particulièrement à proximité du haut de la pente (e.g. Ross, 1990; Aubertin et al., 1997b; Bussière, 1999; Bussière et al., 2003b). Les fluctuations de concentration d'oxygène illustrées dans la figure 5.14 sont toutes étroitement reliées aux événements de précipitation au cours des jours qui précèdent l'opération d'échantillonnage. À titre d'exemple, les valeurs plus élevées de la concentration d'oxygène mesurées le 10 juillet 2009 pourraient être attribuées à la période avec faibles précipitations observée dans la région au cours du début de ce même mois (voir Figure 5.2).

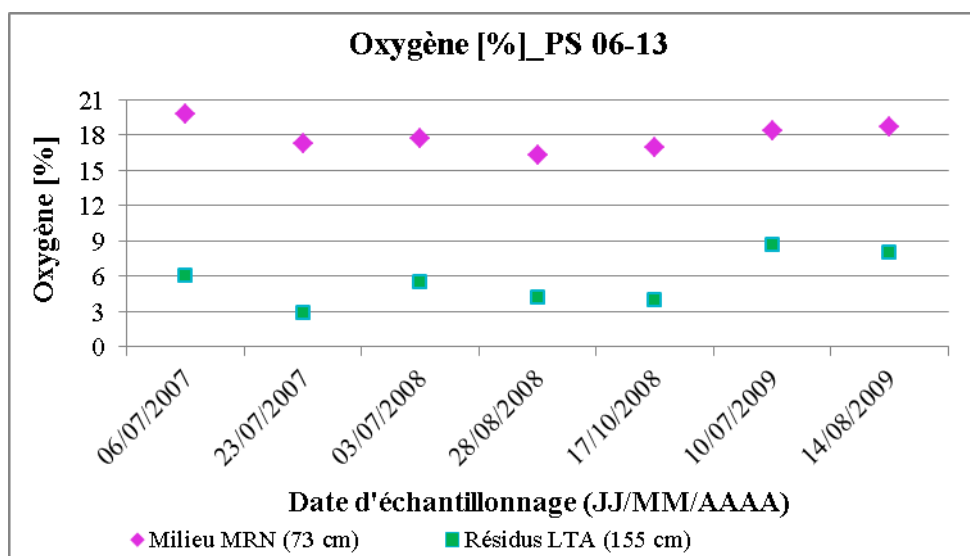


Figure 5.14 : Variation des concentrations d'oxygène au milieu de la couche MRN et en haut des résidus sulfureux avec le temps, cas de PS 06-13 (mesure de  $[O_2]$  avec OXY-10).

### 5.2.3 Station PS 06-08

Les résultats des mesures des teneurs en eau volumiques réalisées à la station PS 06-08, installée au milieu de la digue ouest de la CEBC du site LTA (voir Figures 3.8 et 3.17), sont présentés à la figure 5.15. Cette figure montre une différence de 0,16 à 0,21 entre les valeurs de  $\theta_w$  enregistrées dans la couche de sable capillaire et dans la couche de rétention d'eau. Cette grande différence de teneurs en eau confirme la présence des effets de barrière capillaire dans la CEBC du site LTA à cette station. Les valeurs de  $\theta_w$  dans la couche du bris capillaire varient entre 0,11 et 0,21 selon les cycles de mouillage ou drainage qui précèdent les dates de prise de mesure. Cette variation est très marquée dans cette zone inclinée de la digue en comparaison avec les stations de la zone du plateau (CS 06-10 et 14). Ce comportement est principalement attribué à l'inclinaison de la couverture qui détourne une portion de la quantité d'eau d'infiltration.

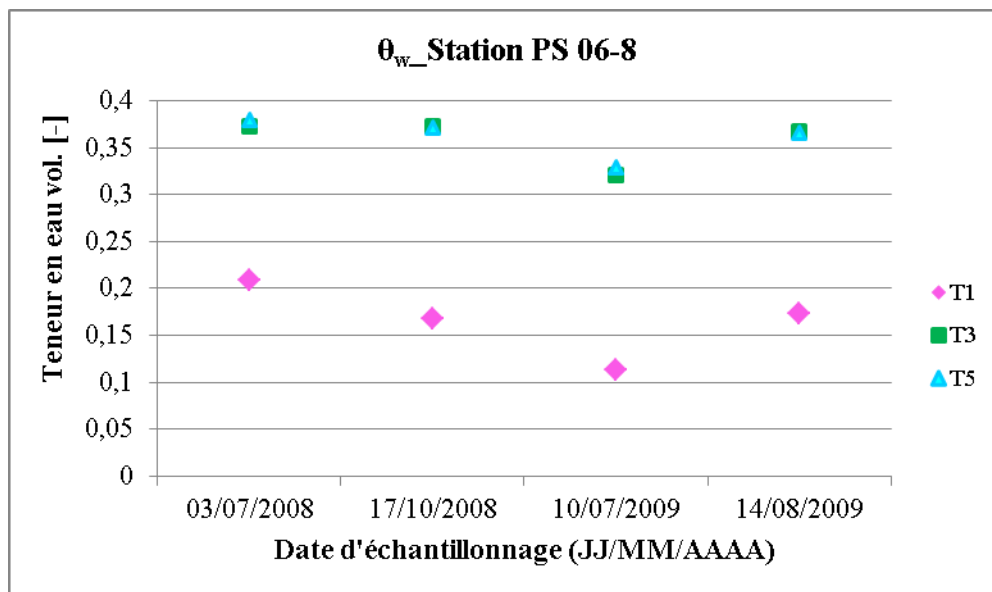


Figure 5.15 : Évolution de la teneur en eau volumique dans la couche de rétention d'eau (T3 et T5) et la couche de bris capillaire (T1) à la station PS 06-8, située dans la partie nord, au milieu de la digue ouest inclinée de la CEBC du site LTA (voir Figure 3-8).

Cette figure montre que les valeurs de  $\theta_w$  mesurées en haut de la couche fine de MRN sont analogues aux valeurs  $\theta_w$  à proximité de la base de cette même couche au cours de toutes les campagnes d'échantillonnage. Les teneurs sont habituellement autour de 0,37 au cours des dates

d'échantillonnage pendant l'été, à l'exception de la baisse enregistrée durant la mesure de 10 juillet 2009. Une des raisons pour cela est que la couche de rétention d'eau est ici constituée d'un silt avec une capacité de rétention d'eau plus élevée que celle des résidus MRN. Ici les teneurs en eau T3 et T5 sont similaires.

Concernant l'échantillonnage du gaz interstitiel, les pointes dédiées sont installées aux profondeurs suivantes (du haut vers le bas) :

- à 45 cm de profondeur à partir de la surface de la CEBC ou à 20 cm dans la partie supérieure de la couche de rétention d'eau;
- au milieu de la couche de rétention d'eau (ou à 63 cm de la surface de la CEBC),
- à 5 cm en haut de l'interface entre la couche de rétention d'eau et la couche de bris capillaire en sable (ou à 85 cm de la surface de la CEBC),
- dans la partie inférieure de la couche de bris capillaire, à 125 cm de profondeur à partir de la surface de la CEBC (ou à 15 cm en haut de l'interface entre la couche du sable du bas et les résidus sulfureux);
- à 30 cm sous l'interface des résidus réactifs avec le sable capillaire (ou à 170 cm de la surface).

Les résultats de l'évolution des concentrations d'oxygène avec la profondeur au niveau de la station PS 06-8 sont illustrés à la figure 5.16. L'évolution temporelle des concentrations d'oxygène au milieu de la couche de rétention d'eau et en haut des résidus sulfureux à la station PS 06-8 est donnée dans la figure 5.17.

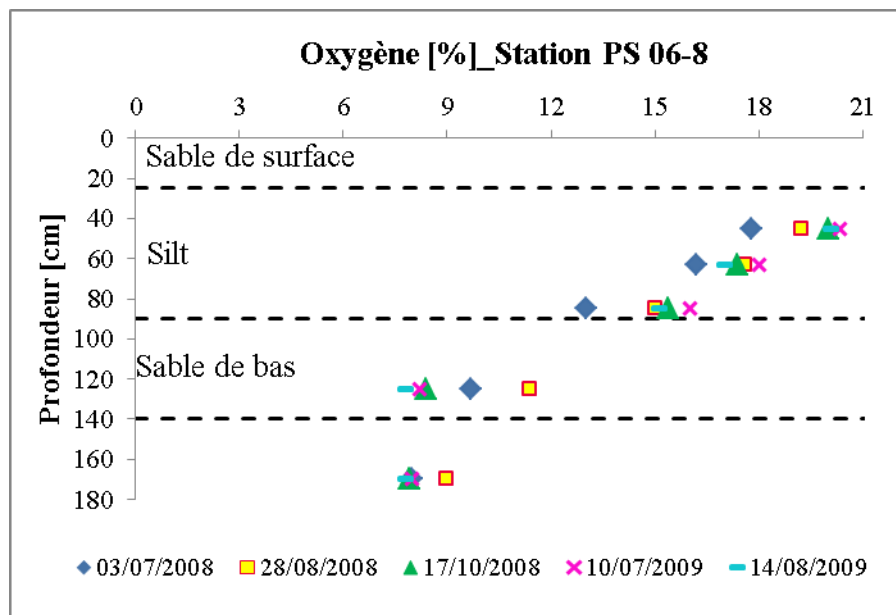


Figure 5.16 : Valeurs de la concentration d'oxygène mesurées à partir des pointes dédiées implantées dans la station PS 06-8, sur le secteur milieu de la partie ouest inclinée de la CEBC du site LTA (mesure de  $[O_2]$  avec OXY-10).

L'effet de la pente est plus marqué sur la concentration en oxygène dans cette station. En effet, les profils de concentrations d'oxygène (Figure 5.16) montrent une baisse avec la profondeur, mais elles restent égales dans les deux points d'échantillonnage du gaz interstitiel dans la couche de bris capillaire et à la surface des résidus réactifs. Au cours des périodes d'échantillonnage d'été, les valeurs à ces niveaux étaient élevées et oscillaient entre 7,8% et 14,3%. Cela est probablement causé par l'effet de la pente qui influence la distribution des teneur en eau dans la CEBC.

Contrairement aux autres stations, les stations PS 06-8 et PS 06-9 établies sur la pente ouest, renferment une couche de silt et non de MRN. Les concentrations d'oxygène au milieu de cette couche fine sont relativement élevées. En effet, les rejets MRN utilisés dans les autres stations sont légèrement réactifs ( $\approx 1\%$  de sulfures) et leur teneur en soufre va influencer avantageusement la performance de la CEBC en réduisant le flux d'oxygène qui peut atteindre le résidu réactif (Bussière et al., 2002a; Mbonimpa et al., 2002a, 2003; Mermillod-Blondin et al.,

2005; Demers, 2008). Similairement aux stations précédentes, les fluctuations des valeurs sont reliées aux conditions climatiques (recharge et évapotranspiration).

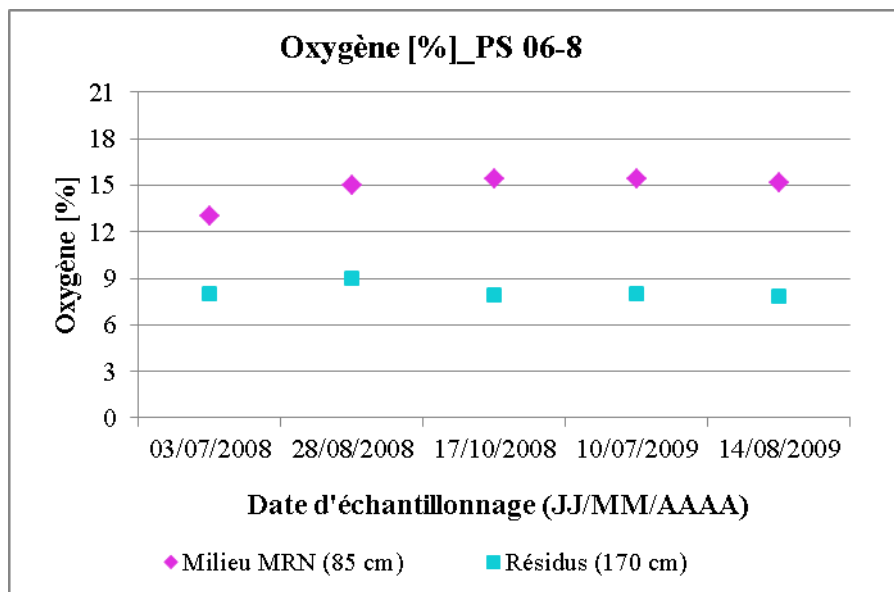


Figure 5.17 : Variation des concentrations d'oxygène au milieu de la couche MRN et en haut des résidus sulfureux avec le temps, cas de PS 06-8 (mesure de  $[O_2]$  avec OXY-10).

### 5.2.4 Station PS 06-09

Les variations de la teneur en eau volumique à la station PS 06-09, localisée sur la portion supérieure de la digue ouest de la couverture CEBC du site LTA, sont données dans la figure 5-18. Comme pour à la station PS 06-08 située au milieu de cette même pente, les valeurs de  $\theta_w$  dans la couche du sable capillaire sont largement inférieures aux valeurs de  $\theta_w$  dans la couche de rétention d'eau. Pour le sable,  $\theta_w$  varie entre 0,08 et 0,12 et pour la couche fine qui la superpose,  $\theta_w$  varie entre 0,27 et 0,35 (T5). Cette différence de  $\theta_w$  reflète la présence des effets de barrière capillaire dans cette station. Globalement, les teneurs en eau volumique enregistrées à la station PS 06-9 sont inférieures aux valeurs de  $\theta_w$  enregistrées à la station plus bas PS 06-08 (autour de 0,37); cela provient de l'effet de la pente. Les sondes T3 et T5 donnent des valeurs généralement identiques en haut et bas de la couche de rétention d'eau, sauf le 10 juillet 2009 où la valeur au bas de la couche de rétention d'eau est supérieure en raison du temps chaud et sans précipitations (voir Figure 5.3).

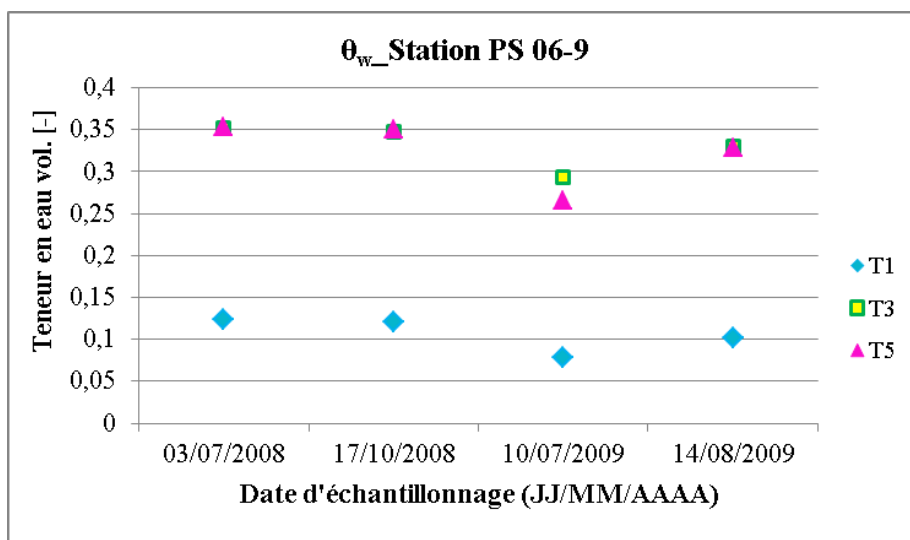


Figure 5.18 : Évolution de la teneur en eau volumique dans la couche de rétention d'eau et la couche de bris capillaire la CEBC à la station PS 06-9 située sur la portion supérieure de la digue ouest de du site LTA.

Les mesures de concentrations d'oxygène enregistrées dans la station PS 06-9 au cours de deux campagnes de mesure (été 2008 et 2009) sont présentées dans le graphique de la figure 5.19. La position des points d'échantillonnage dans le recouvrement et les résidus sulfureux est similaire à celle de la station précédente PS 06-8. Ici, les profondeurs des pointes sont à 60 cm, 75 cm, 90 cm, 130 cm et 160 cm de la surface. La variation des concentrations d'oxygène au milieu de la couche de rétention d'eau et en haut des résidus sulfureux à la station PS 06-9 est donnée dans la figure 5.20. Le profil vertical de la figure 5.19 montre une baisse verticale des concentrations d'oxygène tout le long de la CEBC et des résidus sous-jacents. Similairement à la station précédente PS 06-8, les concentrations d'oxygène de la couche de bris capillaire sont identiques à celles à la partie supérieure des résidus sulfureux. Cependant, elles sont relativement faibles (concentration de O<sub>2</sub> comprises entre 0% et 1,7%) à cette station PS 06-9 en comparaison à la station PS 06-8 (concentration de O<sub>2</sub> comprises entre 7,8 et 9%).

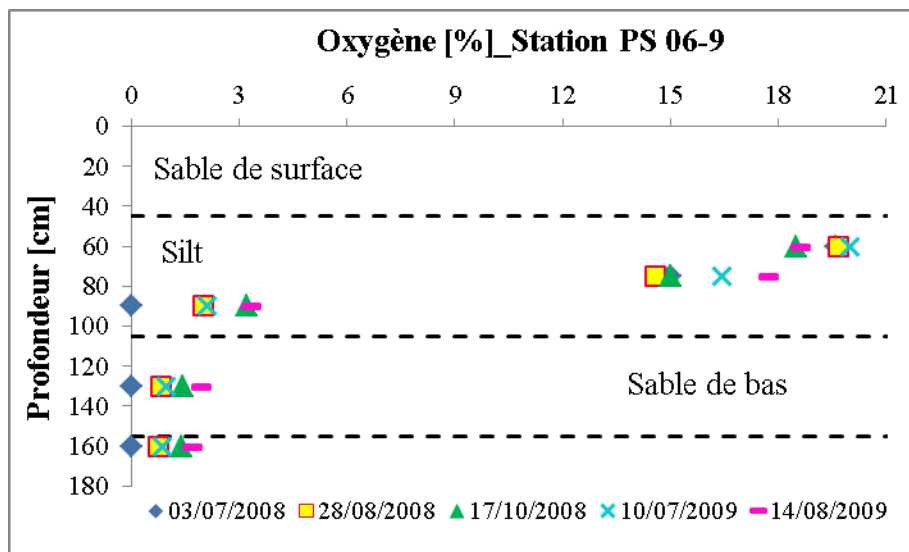


Figure 5.19 : Valeurs de la concentration d'oxygène mesurées à partir des pointes dédiées implantées dans la station PS 06-9, sur la portion supérieure de la digue ouest de la couverture CEBC du site LTA (mesure de  $[O_2]$  avec OXY-10).

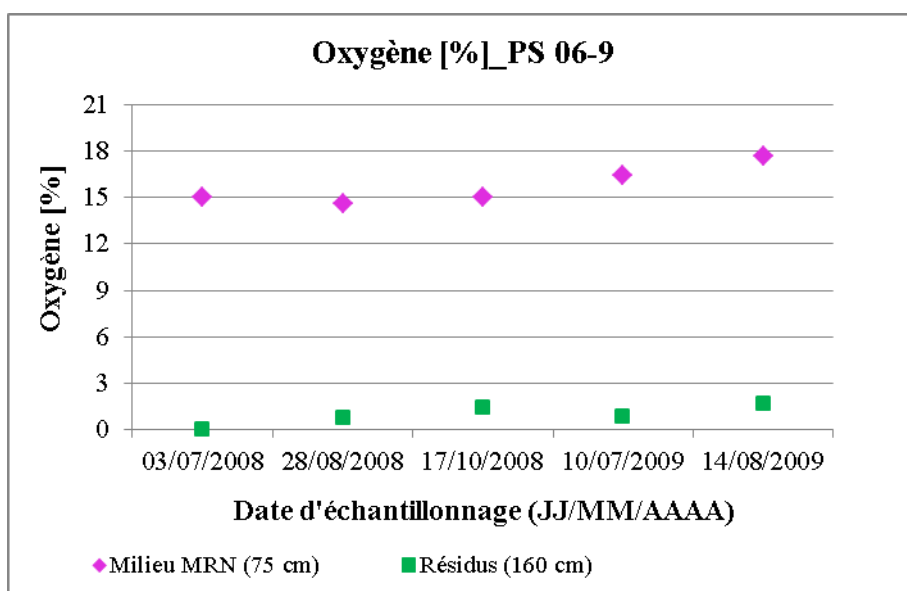


Figure 5.20 : Variation des concentrations d'oxygène au milieu de la couche MRN et en haut des résidus sulfureux avec le temps, cas de PS 06-9 (mesure de  $[O_2]$  avec OXY-10).

### 5.2.5 Station PS 06-25

Les valeurs des teneurs en eau volumique mesurées à la station PS 06-25, installée au milieu de la pente de la partie sud de la digue est, sont illustrées à la figure 5.21.

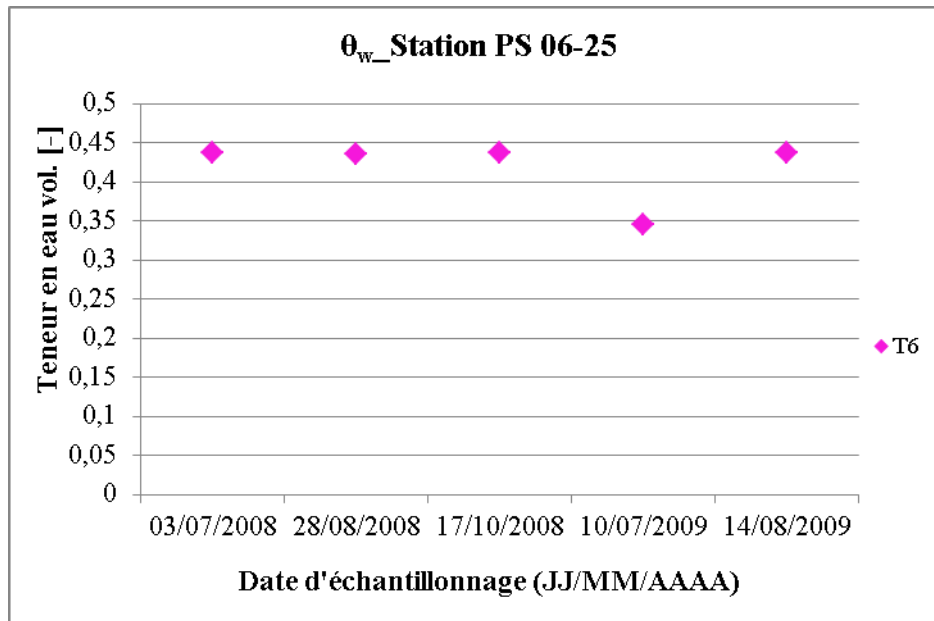


Figure 5.21 : Évolution de la teneur en eau volumique dans la couche de rétention d'eau de la CEBC à la station PS 06-25, placée au milieu de la pente de la partie sud de la digue Est du site LTA.

Les mesures dans cette digue ont été prises uniquement au milieu de la couche de rétention d'eau (T6) et elles se sont montrées élevées autour de 0,44 (pour une porosité moyenne présumée  $n$  de 0,44, cette teneur en eau volumique  $\theta_w$  correspond à un degré de saturation  $S_r$  de l'ordre de 100%) à l'exception de la mesure réalisée le 10 juillet 2009 quand  $\theta_w$  a chuté jusqu'à 0,35. Cette valeur relativement faible est attribuée à la période sans précipitations enregistrée dans la région de Val-d'Or au cours du début du mois de juillet 2009.



Les profils verticaux des concentrations d'oxygène à travers la CEBC à la station PS 06-25 au cours des étés 2008 et 2009 sont donnés à la figure 5.22 et l'évolution des mesures au milieu de la couche de rétention d'eau et à la surface des résidus est donnée dans la figure 5.23. Cinq pointes d'échantillonnage ont été installées dans cette station à des profondeurs respectives de 40 cm, 55 cm, 70 cm, 110 cm et 165 cm.

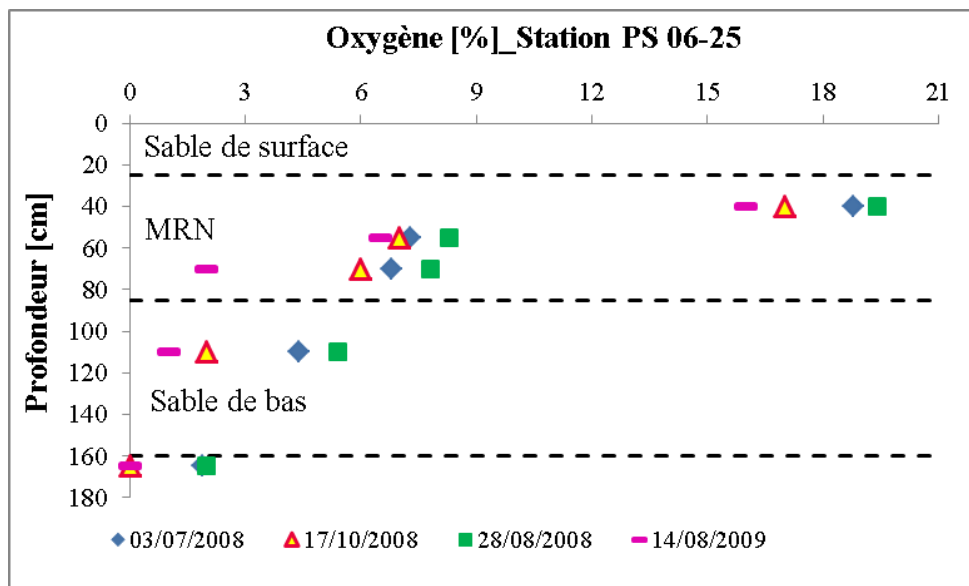


Figure 5.22 : Valeurs de la concentration d'oxygène mesurées à partir des pointes dédiées implantées dans la station PS 06-25, au milieu de la pente de la partie sud de la digue Est de la couverture CEBC du site LTA (mesure de  $[O_2]$  avec OXY-10).

Les résultats montrent des valeurs élevées à tous les niveaux d'échantillonnage à l'exception des valeurs de 17 octobre 2008 et de 14 août 2009. Elles sont faibles dans la couche de rétention d'eau et dans la couche de bris capillaire, puis presque nulles dans les résidus LTA. Ces dernières valeurs sont logiques tenant compte des teneurs en eau volumique élevées données dans la figure 5.21 (tout en considérant la porosité moyenne  $n = 0,44$ ). Cette teneur en eau élevée a été confirmée par un pompage de l'eau interstitielle lors de l'échantillonnage du gaz de sol. Les fortes concentrations d'oxygène enregistrées le 28 août 2008 (10,24%) et le 10 juillet 2009 à la base de la CEBC ne peuvent pas être liées uniquement aux conditions climatiques. Il est difficile d'expliquer cette hausse significative.

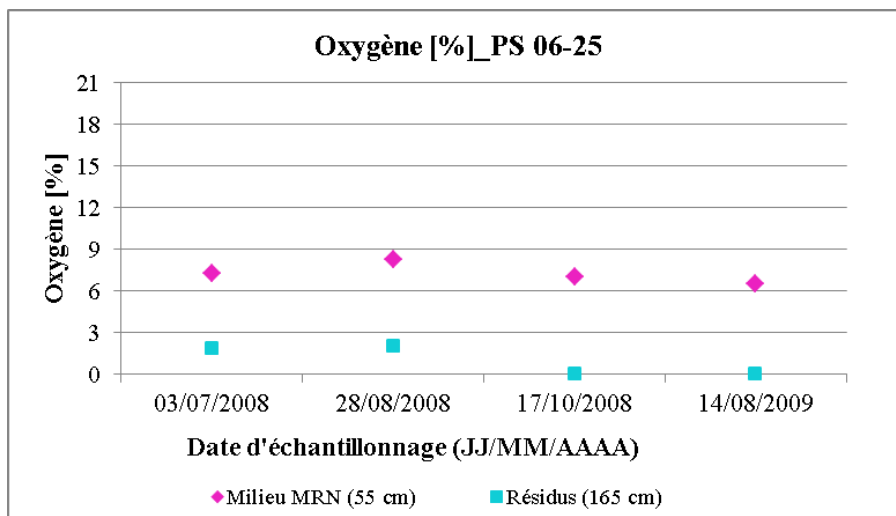


Figure 5.23 : Variation des concentrations d'oxygène au milieu de la couche MRN et dans la partie supérieure des résidus sulfureux avec le temps, cas de PS 06-25 (mesure de [O<sub>2</sub>] avec OXY-10).

### 5.2.6 Station PS 06-1

Les teneurs en eau volumiques  $\theta_w$  mesurées au milieu de la couche de rétention d'eau à la station PS 96-1 située en haut de la digue sud-est sont données dans la figure 5.24.

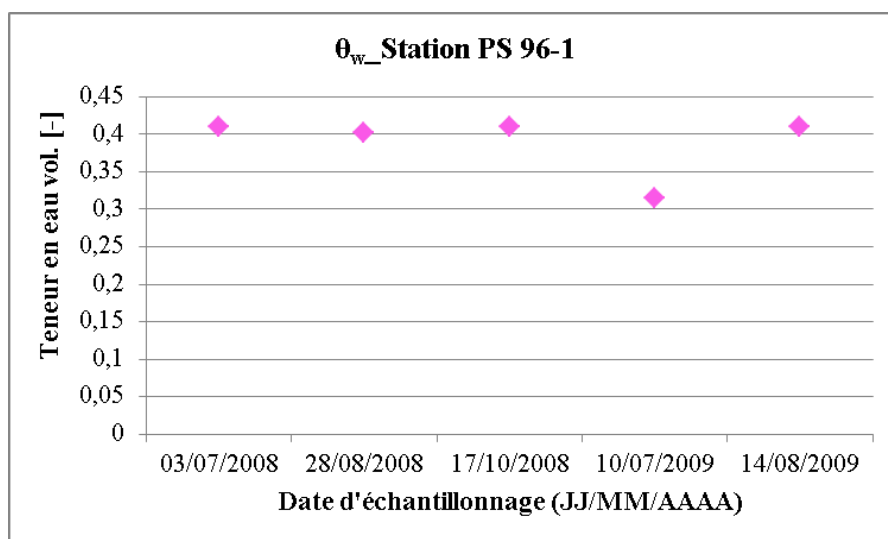


Figure 5.24 : Évolution de la teneur en eau volumique au milieu de la couche de rétention d'eau de la couverture CEBC à la station PS 96-1 située en haut de la digue sud-est du site LTA.

Les résultats de mesure de  $\theta_w$ , dans la couche de rétention d'eau sont autour de 0,40, sauf la mesure réalisée le 10 juillet 2009 où  $\theta_w$  a chuté jusqu'à 0,31. Globalement, ces valeurs sont inférieures d'environ 0,05 aux valeurs enregistrées au milieu de la pente dans la station PS 06-25. En effet, d'après Bussière et al. (2003c), la partie supérieure des pentes sont plus affectées par le processus de la désaturation que les parties plus basses, spécialement pendant les périodes prolongées sans précipitations.

Les profils des concentrations d'oxygène mesurés à partir des cinq pointes dédiées dans la station PS 96-1 sont présentés dans la figure 5.25.

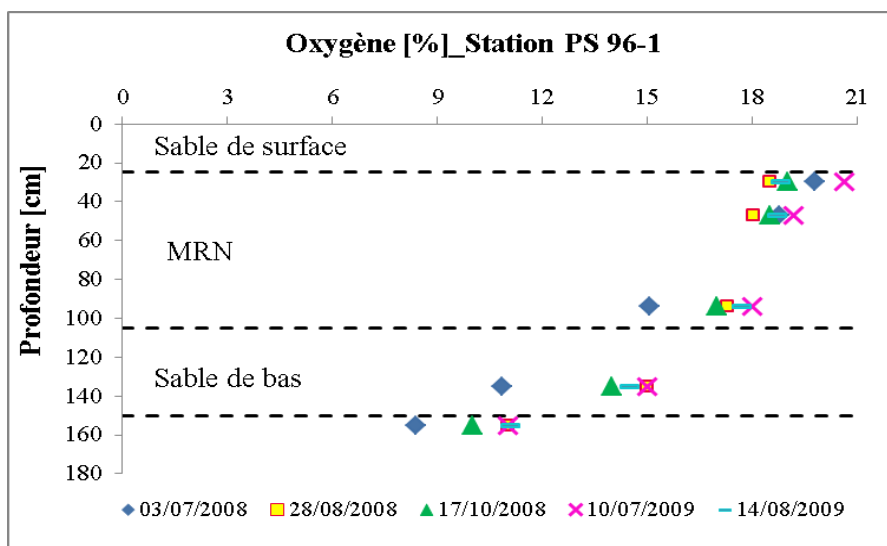


Figure 5.25 : Valeurs de la concentration d'oxygène mesuré à partir des pointes dédiées implantées dans la station PS 96-1, en haut de la partie sud de la digue est de la CEBC du site LTA (mesure de [O<sub>2</sub>] avec OXY-10).

Ici, les profondeurs des pointes sont 30 cm, 47 cm, 94 cm, 135 cm et 155cm. Les valeurs des concentrations d'oxygène ont généralement diminué avec la profondeur mais elles sont relativement élevées. Elles montrent l'effet de la géométrie de la CEBC   réduire la migration du gaz. En effet, et d'après les études de Bussière (1999) et Bussière et al. (2003c), la distribution d'eau est variable selon la localisation le long d'un système multicouche. Une désaturation,

causée par une succion relativement élevée apparaît dans les matériaux fins, vers le haut de la pente et leur habilité à inhiber la migration d'oxygène vers les résidus réactifs est limitée. La variation temporelle des concentrations d'oxygène au milieu de la couche de rétention d'eau et en haut des résidus sulfureux à la station PS 96-1 est donnée dans la figure 5.26. Les concentrations à la base de la CEBC sont élevées, variant entre 8,4 et 11,1%. Il est aussi possible que les matériaux sous la CEBC soient moins réactifs et consomment peu d'oxygène.

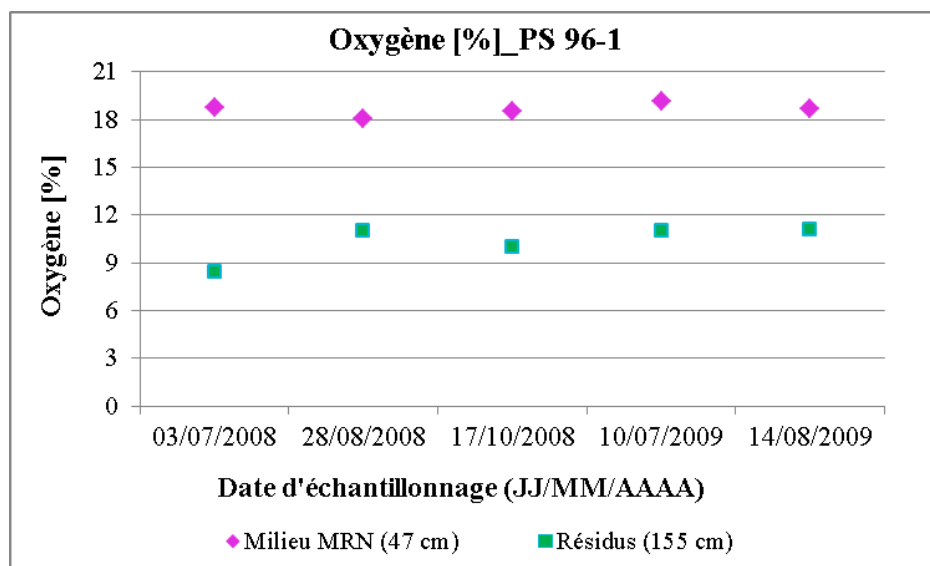


Figure 5.26 : Variation des concentrations d'oxygène au milieu de la couche MRN et en haut des résidus sulfureux avec le temps, cas de PS 96-1.

### 5.3 Résumé des travaux de terrain

Les campagnes de mesure réalisées sur le site LTA dans le cadre de ce projet ont été toutes réalisées au cours des périodes relativement chaudes et sèches de l'année, particulièrement au cours des mois de juillet ou août. Les teneurs en eau volumiques mesurées pendant ces campagnes d'échantillonnage aux stations CS 06-10 et CS 06-14, localisées dans le secteur nord du plateau de la CEBC du site LTA, sont relativement élevées dans la couche de rétention d'eau et notamment dans CS 06-14 (généralement  $\theta_w > 0,38$ ). À cette station, les valeurs de  $\theta_w$  dans la couche de bris capillaire se sont aussi avérées relativement importante (autour de 0,25). Les mesures réalisées en 2008 et 2009 par l'URSTM (UQAT) à cette station dans le cadre du suivi du

site LTA pour le compte de Barrick Gold Corporation indiquent des teneurs en eau au-dessus de 0.2. Il est possible qu'un problème d'équipement soit à l'origine de ces valeurs élevées. Malgré cela, le degré de saturation est quand-même élevé dans la couche de rétention d'eau qui joue le rôle d'une barrière à diffusion d'oxygène vers les résidus réactifs sous-jacents.

Les teneurs en eau volumiques mesurées dans les couches de rétention d'eau aux six stations installées sur les pentes des digues Nord (entre 0,35 et 0,40), Ouest (entre 0,35 et 0,37) et Est (0,40 et 0,44) sont élevées (degré de saturation  $S_r$  compris entre 79 et 100% pour une porosité moyenne  $n = 0.44$ ). Les teneurs en eau mesurées dans la couche de bris capillaire de quatre de ces stations sur les parties inclinées de la CEBC (PS 06-8, PS 06-9, PS 06-12 et PS 06-13) sont plus faibles que dans les stations sur le plateau avec des valeurs comprises entre 0,10% et 0,20, selon de la localisation de la station (en haut ou au milieu de la pente). Dans le secteur sud, notamment dans la station PS 06-25, le degré de saturation dans la couche de rétention d'eau est proche de 100% même au cours de la période d'été de l'année 2008 et 2009, et elle respecte le critère du design qui était  $S_r = 85\%$ . Cela a été clairement observé au cours des opérations d'échantillonnage du gaz de sol; l'eau a été pompée avec le gaz interstitiel partir des pointes dédiées implantées à la surface des résidus sulfureux de la station PS 06-25.

Les profils verticaux de concentration d'oxygène interstitiel ont été enregistrées, généralement à cinq niveaux, dans et au-dessous de la CEBC, au niveau de deux stations sur plateau et de six stations sur la pente. Les mesures dans toutes les stations d'échantillonnage de gaz sont cohérentes et une réduction des teneurs en oxygène avec la profondeur a été observée. Pour les mesures effectuées au niveau du plateau du recouvrement, les concentrations d'oxygène proche de l'interface entre les couches de rétention d'eau et de bris capillaire sont généralement plus faibles à la station CS 06-10 qu'à la station CS 06-14 (comparer Figures 5.4 et 5.7). Si on suppose que la réactivité des matériaux sulfureux et les matériaux de la CEBC sont identiques dans les deux stations, la différence entre les résultats au niveau de ces deux stations du plateau peut probablement être attribuée à la position de la nappe phréatique élevée dans CS 06-10 (puisque les résultats sont répétitifs avec  $[O_2]=0\%$  dans les résidus), ainsi qu'à la différence de

l'épaisseur de la couche de rétention d'eau qui est de 70 cm à la station CS 06-10 et de 104 cm à la station CS 06-14 (voir Tableau 3.2).

En ce qui concerne les valeurs de la concentration d'oxygène mesurées au niveau des digues, ces valeurs sont généralement plus élevées que sur le plateau, notamment à la base de la couche de rétention d'eau. Deux stations (PS 96-1, PS 06-13) sur trois situées près du haut de la pente donnent des concentrations d'oxygène élevées en-dessous de la CCBE. Ces résultats peuvent être imputés à une désaturation en haut de la CCBE inclinée par rapport au reste de la pente. À la troisième station (PS 06-9) située en haut de la digue ouest, les concentrations en oxygène ont toujours été faibles à l'interface de la couche de bris capillaire avec les résidus sulfureux alors que la couche de rétention d'eau de la CEBC est seulement d'environ 60 cm à cet endroit (voir Tableau 3.2). Le silt naturel utilisé dans cette zone pourrait expliquer cela. La station PS 06-12, située sur la berme au milieu de la digue Nord de la CEBC présente un comportement similaire au secteur plateau et les concentrations dans les résidus sous la CEBC sont faibles au cours de ces périodes de mesure.

À partir des profils de concentration d'oxygène, il est possible d'estimer le flux moyen d'oxygène entre deux profondeurs de mesure dans la couche de rétention d'eau, en utilisant la première loi de Fick avec l'éq. [2.17], si le coefficient de diffusion effectif  $D_e$  est connu. Cet exercice a été réalisé ici en utilisant des valeurs  $D_e$  estimées à l'aide de l'éq. [2.21]. Pour les deux points de mesures P3 et P2 (voir Figure 3.18) de la station CS 06-10 (voir figure 5.4), située sur le secteur plateau, où  $n = 0,44$  et  $S_r = 69,6\%$ ,  $C(P2) = 11,6\%$ ,  $C(P3) = 17,2\%$  et  $\Delta z = 22$  cm à la date de 21 juin 2007, on estime une valeur de  $D_e = 1,41 \times 10^{-7} \text{ m}^2/\text{s}$  (soit  $1,218 \times 10^{-2} \text{ m}^2/\text{jr}$ ) et un flux d'oxygène d'environ  $F = 4,15 \times 10^{-3} \text{ g/m}^2/\text{jr}$ . Pour ces deux mêmes points de mesure de la concentration d'oxygène, en considérant la date du 28 août, on a  $S_r = 79,5\%$ ,  $C(P2) = 10\%$ ,  $C(P3) = 14,56\%$ , on estime une valeur du coefficient  $D_e = 4,25 \times 10^{-8} \text{ m}^2/\text{s}$  (soit  $3,67 \times 10^{-3} \text{ m}^2/\text{jr}$ ) et un flux d'oxygène d'environ  $F = 1 \times 10^{-3} \text{ g/m}^2/\text{jr}$ . Ces valeurs de flux restent ponctuelles et ne peuvent pas être généralisées sur toute une année.

L'installation des pointes à l'interface de couches de la CEBC ou à l'interface CEBC-résidus n'était pas appropriée car l'oxygène pompée proviendrait des deux côtés de l'interface. Pour cette raison il n'est pas possible de calculer le flux à l'interface par la méthode du gradient de concentration. Les concentrations d'oxygène mesurées *in-situ* seront comparées dans le chapitre 6 aux concentrations issues des modélisations numériques avec le code VADOSE/W. Ces modélisations utilisent des données de caractérisation déterminées au chapitre 4.

## **CHAPITRE 6 : MODELISATION NUMÉRIQUE DU MOUVEMENT DE GAZ DANS LA CEBC**

### **6.1 Généralités**

Les résultats des mesures de la teneur en eau volumique et de la concentration d'oxygène contenue dans le gaz interstitiel ont été interprétés à l'aide du logiciel numérique VADOSE/W de GEO-SLOPE (GEO-SLOPE international, 2007), présenté dans le chapitre 2. Cette interprétation numérique vise à simuler les écoulements d'eau et d'oxygène à travers la CEBC du site minier LTA et les résidus sous-jacents et à évaluer son efficacité à inhiber le flux d'oxygène et à limiter la génération de DMA. Dans ce qui suit, les procédures d'interprétation unidimensionnelles (1-D) des résultats obtenus sur les deux stations CS 06-10 et CS 06-14 du plateau sont présentées séparément. Il faut mentionner ici, que des modélisations numériques 2D des écoulements d'eau et de la diffusion d'oxygène dans les stations PS 96-1 et PS 06-25 sur la pente de la partie sud de la digue ont été réalisées, mais les résultats ne sont pas présentés ici car ils n'étaient pas assez représentatifs à cause des incertitudes sur plusieurs paramètres tels le niveau initial de la nappe phréatique, la structure interne de la digue (dimensions du drain de pied), types et propriétés des matériaux dans la digue.

La géométrie du modèle, les fonctions hydriques des matériaux, les conditions frontières appliquées sont présentées pour chaque cas étudié. Les résultats des calculs sont montrés en termes de profil de teneur en eau volumique et de concentration d'oxygène. Les profils calculés sont comparés aux profils mesurés. Pour chacune des deux stations du plateau étudiées, une calibration du modèle est réalisée en variant la réactivité des matériaux et la position de la nappe phréatique. Une fois que les concentrations d'oxygène sont calculées par le code VADOSE/W, les flux cumulés d'oxygène à l'interface des couches de la CEBC et à l'interface de la CEBC et des résidus peuvent être déterminés. L'impact d'une absence prolongée de recharge sur les flux d'oxygène est aussi étudié.

Les analyses numériques par les méthodes des éléments finis avec VADOSE/W 2007, en régime transitoire, peuvent être obtenues de deux manières :



- Soit bâtir au départ un modèle initial à l'état permanent, à partir duquel certains paramètres nécessaires pour les calculs en régime transitoire sont obtenus.
- Soit construire directement un modèle à l'état transitoire en prenant soin de noter la position initiale de la nappe et préciser les concentrations d'oxygène et la température avec la profondeur à la date de démarrage du calcul.

Dans ce travail, on a choisi d'appliquer à notre système directement une analyse transitoire.

## 6.2 Paramètres hydrogéologiques et réactivité des matériaux

La configuration de la CEBC du site LTA a été décrite à la section 3.1.2 (voir aussi Figure 3.5). Pour les simulations, les propriétés hydrogéologiques des différents matériaux de la CEBC ont d'abord été définies. Ces propriétés n'ont pas été mesurées dans le cadre de ce projet, mais prises dans des travaux antérieurs (Golder Associés, 1996; Firlotte, 1996; Bussière et al., 2006). Compte-tenu de la variabilité des propriétés hydrogéologiques des matériaux de la CEBC (voir section 3.1.3), il a fallu choisir des valeurs uniques à utiliser dans le cadre de ce projet. Dans ce cas, une étude de sensibilité devrait être réalisée mais cela n'a pas fait objet de cette étude compte tenu de son étendue déjà vaste. La figure 6.1 illustre des courbes de rétention d'eau des matériaux de la CEBC et des résidus sulfureux utilisées pour les simulations et les principales propriétés des matériaux de la CEBC (pression d'entre d'air ou « air entry value (AEV) »  $\psi_a$ , teneur en eau volumique  $\theta_s$  à saturation considérée égale à la porosité  $n$ , conductivité hydraulique saturée  $k_{sat}$ , et teneur en eau volumique résiduelle  $\theta_r$ ) sont données au tableau 6.1. Les valeurs données dans ce tableau ont déjà été utilisés dans le passé par Bussière et al. (2006) et Cissokho (2007).

Pour les résidus sulfureux LTA sous la CEBC, une porosité moyenne  $n=0,44$  a aussi été assignée aux résidus étant donné qu'ils ont une granulométrie relativement semblable à celle de MRN. La CRE des résidus LTA correspond aux données fournies par Maqsoud (communication personnelle). La valeur de la conductivité hydraulique saturée des résidus sulfureux réactifs LTA a été prise de l'ordre de  $7 \times 10^{-4}$  cm/s (Bussière et al. 2003c).

À partir de ces valeurs de  $k_{sat}$  et de ces CRE, les fonctions de perméabilité non-saturées sont estimées par VADOSE/W à l'aide du modèle de Fredlund et al. (1994). Les courbes obtenues sont présentées à la figure 6.2.

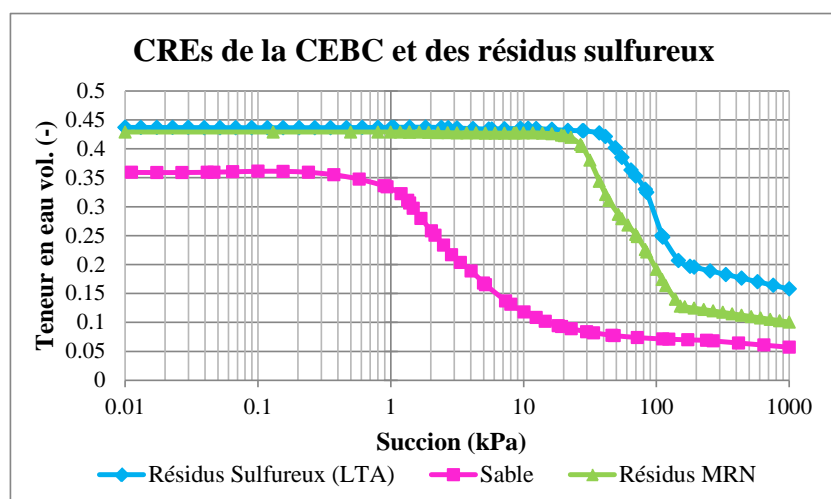


Figure 6.1 : Courbes de rétention d'eau des matériaux de la CEBC (sable et résidus MRN) et des résidus sulfureux du site LTA utilisées dans les simulations.

Tableau 6.1 : Principales propriétés hydrogéologiques des matériaux utilisés dans l'étude numérique.

Matériaux	$\psi_a$ (cm d'eau)	$\theta_s$ (-)	$k_{sat}$ (cm/s)	$\theta_r$ (-)
Sable de surface	10	0,36	$1,16 \times 10^{-1}$	0
Résidus MRN	260	0,44	$5,0 \times 10^{-5}$	0,0049
Sable de bas	10	0,36	$1,16 \times 10^{-1}$	0
Résidus sulfureux LTA	370	0,44	$7,0 \times 10^{-4}$	0,005

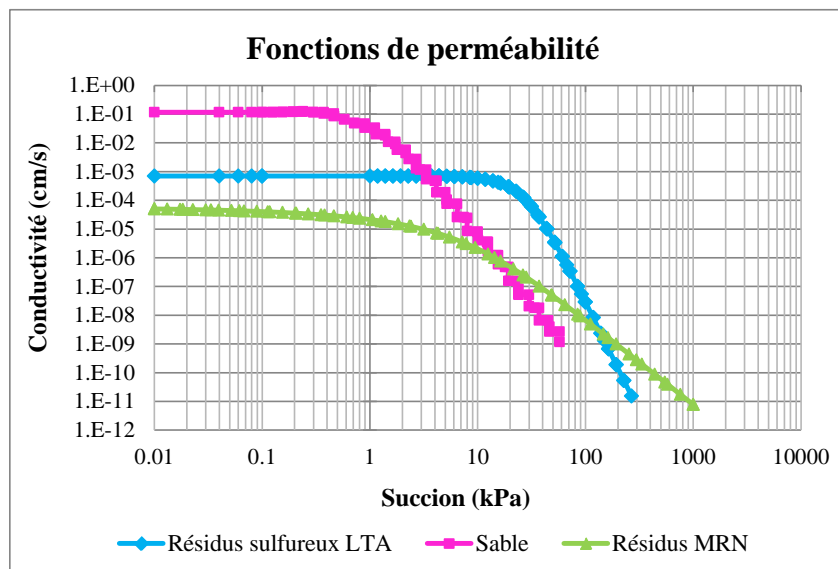


Figure 6.2 : Fonctions de perméabilité des matériaux de la CEBC (sable et résidus MRN) et des résidus sulfureux du site LTA utilisées dans les simulations.

Concernant la réactivité des matériaux, il faut noter que la version du code VADOSE/W utilisée requiert le coefficient apparent du taux de réaction  $K_r^*$ . Les résultats de laboratoire indiquent que  $K_r$  varie avec le degré de saturation. Néanmoins, cet aspect n'était pas encore incorporé dans le logiciel VADOSE/W. Un coefficient du taux de réaction des matériaux (particulièrement des résidus sous la CEBC) exprimé avec un temps de demi-vie apparent  $t^*_{1/2}$  approprié à chaque matériau (voir équation [2.34]) est utilisé. Pour une même station, les taux de réactivité apparents  $K_r^*$  sont pris variables d'une simulation numérique à l'autre pour les résidus sulfureux réactifs LTA ainsi que pour les résidus de la couche de rétention d'eau (MRN) considérés légèrement réactifs mais non générateur de DMA. L'idée d'essayer plusieurs valeurs de  $K_r^*$  vient du fait qu'on n'a pas échantillonné les résidus à caractériser proche des stations d'échantillonnage du gaz. Ainsi, on ajuste les valeurs  $K_r^*$  pour que la simulation soit plus représentative des mesures de concentration d'oxygène *in-situ* et aussi pour voir l'impact de la réactivité des matériaux. Les premières valeurs de  $K_r^*$  des résidus LTA correspondent aux coefficients  $K_r$  obtenus à partir du modèle de prédiction de Collin (1987) (environ 700/an pour LTA) en considérant un degré de saturation  $S_r$  de 60% où la réactivité des matériaux est maximale (comme observé par Gosselin (2007) et au cours des travaux de laboratoire réalisés dans ce projet et présentés aux figures 4.28

pour LTA). Les premières valeurs de  $K_r^*$  des matériaux MRN ont été estimées à partir de valeurs  $K_r$  prises plus faibles ( $K_r = 15/\text{an}$ ) à  $S_r = 60\%$  (voir Figure 4.29).

## **6.3 Procédures d'interprétation des résultats sur plateau**

### **6.3.1 Géométrie**

Une série de modélisations unidimensionnelles a été utilisée pour l'interprétation des résultats obtenus sur le plateau du site LTA. La géométrie utilisée consiste en une colonne verticale (voir Figure 6.3) dont la section a une largeur de 20 cm et une longueur de 1 m par défaut. La colonne comprend des résidus LTA sur une hauteur de 6 m. Un recouvrement de type couverture avec effets de barrières capillaires (CEBC) est ensuite placé au-dessus des résidus. Cette CEBC est composé de trois couches de matériaux tel qu'illustré dans la représentation typique de la figure 3.5. Pour la station CS 06-10, la configuration de la couverture CEBC de bas vers le haut est comme suit : une couche de bris capillaire faite de sable de 50 cm d'épaisseur (couleur jaune), une couche de rétention d'eau de 70 cm de hauteur composée de résidus MRN fins (couleur rose), et finalement une couche de surface de 40 cm faite du même sable que le sable du bas. Pour la Station CS 06-14, les épaisseurs des couches de bris capillaire, de rétention d'eau et de surface sont respectivement de 50 cm, 104 cm et 36 cm.

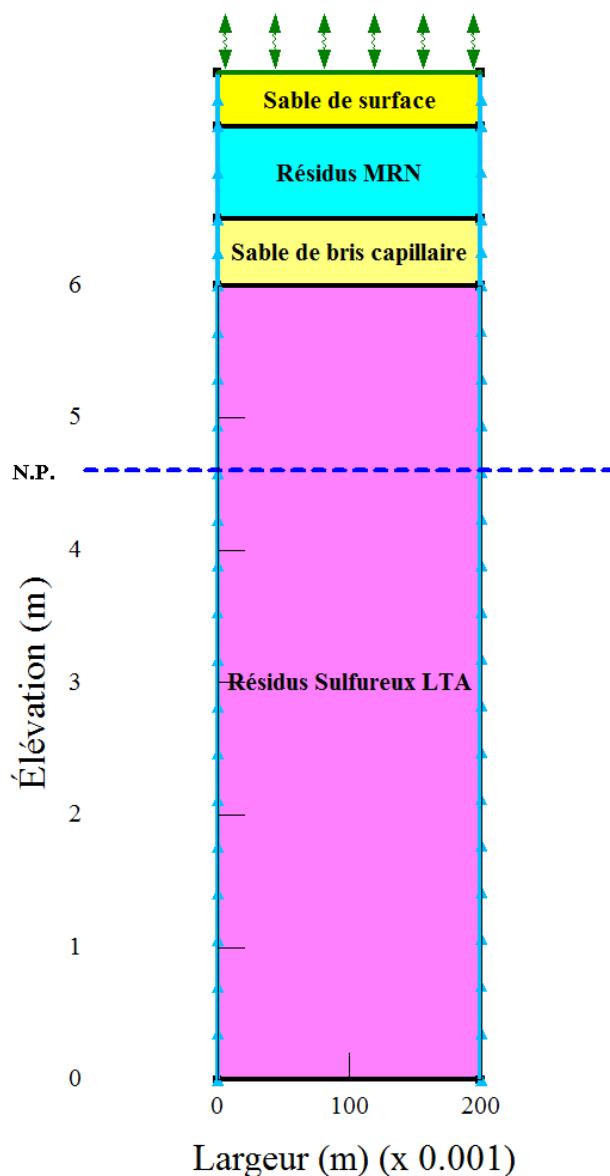


Figure 6.3 : Configuration géométrique typique du modèle 1-D pour simuler les stations sur le plateau (N.P.: position initiale de la nappe phréatique)

À la station CS 06-10, la couche de résidus réactifs LTA ainsi que la couche du sable du bas ont été discrétisés avec un maillage de 5 cm de hauteur. La densité du maillage a été serrée dans la couche de rétention d'eau afin d'y améliorer la précision des calculs. Le maillage  $y$  est de 2,33 cm (ce qui revient à diviser l'épaisseur de cette couche en 30 sous-couches). La hauteur des maillages est de 4 cm dans le sable de surface (épaisseur divisée en 10 sous-couches). Le

maillage choisit est totalement structuré avec des éléments classés dans un schéma cohérent à formes géométriques rectangulaires avec une largeur de 5 cm. Au total, le modèle comporte 680 éléments (855 nœuds). Pour la station CS 06-14, le maillage dans les couches de résidus réactifs LTA et du sable du bas sont similaires à ceux de la station CS 06-10. La couche de la rétention d'eau a été divisée en 30 sous-couches d'une épaisseur de 3,46 cm et la couche de sable du haut en 10 sous couches d'une épaisseur de 3,6 cm. Le même nombre d'éléments et de nœuds que la station CS 06-10 a été obtenu.

### 6.3.2 Conditions frontières et initiales

Les conditions frontières qui ont été appliquées sont les suivantes:

- Une concentration initiale nulle en oxygène à travers tout le milieu poreux (la colonne modélisée). Ce choix est justifié par le fait que les recouvrements dans les sites miniers en Abitibi sont tous gelés pour quelques mois de l'année (allant de décembre à avril). En conséquence la période de diffusion correspond à un nombre limité de quelques jours par année (environ 200 jours) (Mbonimpa et al., 2003). À l'arrivée du printemps (début du dégel), on suppose tout l'oxygène dans et sous la couche de rétention d'eau a été consommé par les résidus sulfureux sous-jacents. Une vérification de cette hypothèse avec VADOSE/W s'est avérée impossible tel qu'expliqué à la fin de la section 6.3.3.5.
- Une surface phréatique initiale placée sous la couverture dans les résidus sulfureux. Les premières estimations de la position de la nappe se sont basées sur les données (lectures piézométriques sur terrain) de Golder Associés. (1996) sur le site LTA. Par la suite, l'impact de la position initiale de la nappe sur les concentrations d'oxygène à travers la CEBC a été étudiée (voir Tableau 6.2).
- Un flux frontière nul le long des côtés, ce qui indique qu'aucun flux additionnel ne va être ajouté ou enlevé à ces nœuds.
- Une température initiale de l'ordre de 8°C est appliquée à la base de la colonne. Ce choix est basé sur les travaux Williams et Gold (1977). Leur étude sur les températures du sol mesurées au Canada considère que la température moyenne annuelle du sol diffère entre le nord et le sud du Canada en fonction de la quantité d'énergie solaire absorbée à la surface du sol au cours de l'année. D'après ces auteurs, l'amplitude de la variation de température à la surface du sol

correspond généralement à l'amplitude de variation correspondante de la température de l'air. L'amplitude diminue de façon exponentielle en fonction de la profondeur. Ceci est représenté à la figure 6.5 dans le cas des variations annuelles. Les températures du sol sont généralement constantes au cours de l'année pour des profondeurs supérieures à environ 5 m. Au-delà de cette profondeur de 5 m, la température moyenne annuelle du sol est presque constante avec la profondeur; elle augmente toutefois d'environ 1°C par 50 m à cause de la chaleur géothermique provenant du centre de la terre. Pour d'amples explications à ce sujet et les formules correspondants, le lecteur peut se référer à Williams et Gold (1977).

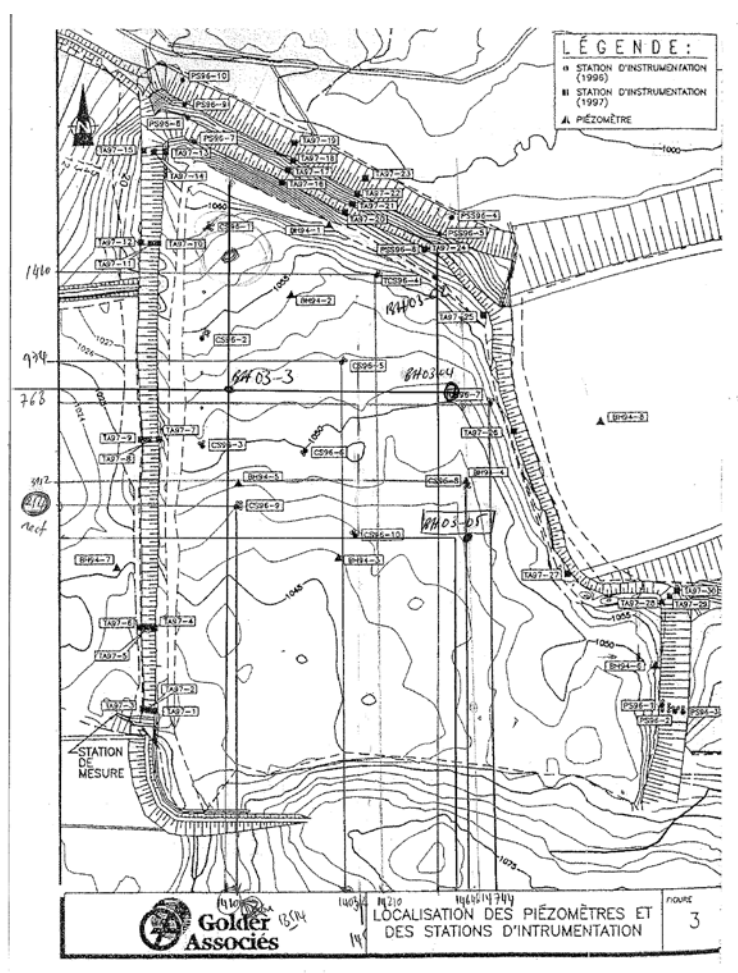


Figure 6.4 : Profondeur de la nappe phréatique sur le LTA (tiré de Golder et Associés, 1996).

La température de la surface du sol demeure presque en phase avec celle de l'air. Toutefois, les valeurs maximale ou minimale des couches sous la surface sont atteintes plus tard qu'en surface, le retard augmentant linéairement selon la profondeur. La figure 6.6 représente ce comportement. À une profondeur entre 5 et 6 m, la température maximale du sol est atteinte environ 6 mois après la température maximale moyenne de la surface qui a lieu en été.

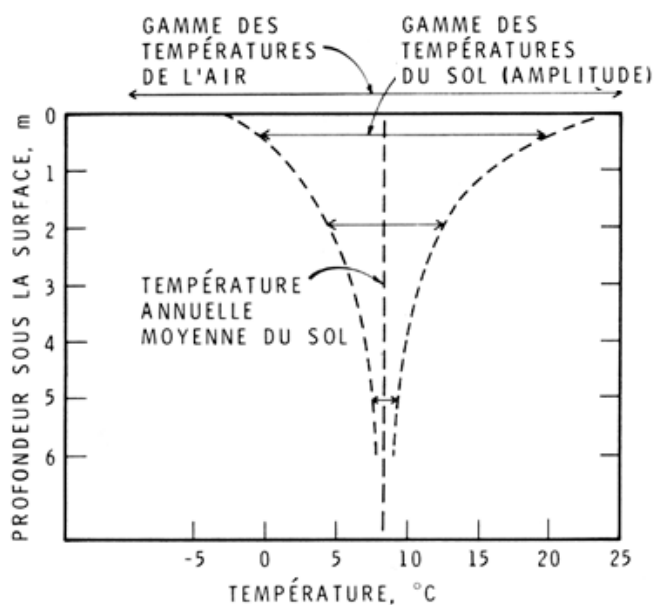


Figure 6.5 : Exemple de la relation entre la profondeur et les températures annuelles du sol – Ottawa, Canada (Williams et Gold 1977).

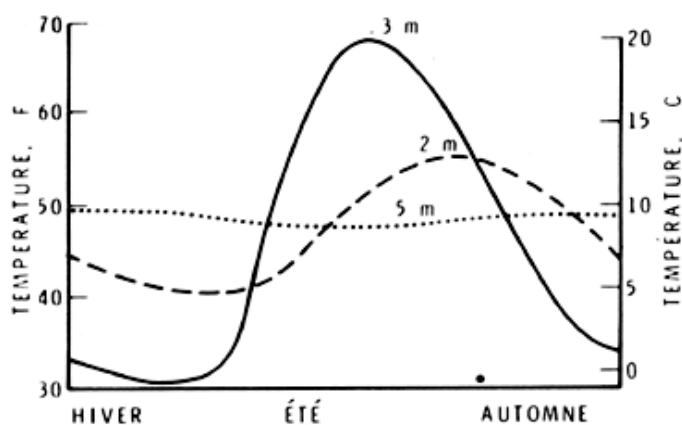


Figure 6.6 : Variation annuelle des températures du sol à Ottawa (Canada) (Williams et Gold 1977).



- Des conditions climatiques régionales journalières de la station météo la plus proche du site LTA, à savoir la ville de Val-d'Or (Québec), ont été imposées à la surface de la colonne. Ces données atmosphériques commençant le 1<sup>er</sup> Mai 2007 ont été prises à partir du site « [climate.weatheroffice.gc.ca/](http://climate.weatheroffice.gc.ca/) » d'Environnement Canada (voir Annexe 2). Elles portent sur les valeurs moyennes journalières des précipitations, de la vitesse du vent, de la température et de l'humidité relative maximale et minimale. Ce sont des paramètres climatiques importants et contrôlent les échanges entre l'atmosphère et la CEBC.

Initialement, chaque simulation a été exécutée sur toute une année à partir du 1<sup>er</sup> mai 2007 avec des pas de temps d'une journée. Les résultats présentés ici se limitent néanmoins à une période de 240 jours (jusqu'à fin décembre) pour exclure la période d'hiver. Les raisons justificatives données à la fin de cette section. Le tableau 6.2 résume les scénarios de simulations étudiées. Au total, 14 simulations ont été réalisées dans le cadre de cette section sur plateau. Les simulations S1 à S8 portent sur la station CS 06-10 alors que les simulations S9 à S14 concernent la station CS 06-14. Pour chaque station, différentes positions initiales de la nappe phréatique (N.P.) ont été testées. Différents valeurs des coefficients effectifs du taux de réaction  $K_r$  des résidus MRN constituant la couche de rétention d'eau de la CEBC et des résidus LTA ont aussi été considérées. Les valeurs  $K_r^*$  correspondantes (utilisées dans VADOSE en termes de temps de demi-vie  $t_{1/2}^*$ , voir éq. 2.34) ont été calculées en utilisant une teneur en eau équivalente de 0,184 ( $n = 0,44$  et  $S_r = 60\%$ ). Cette calibration vise à trouver le scénario qui correspond le plus aux mesures. Les conditions climatiques naturelles ont été appliquées pour les simulations S1 à S7 et S9 et S13. Les simulations S8 et S14 reprennent le meilleur cas qui prédit les mesures à chaque station, mais où on applique une période de 2 mois (juin et juillet) et de 3 mois (juin à août) sans aucune recharge. Dans la région de l'Abitibi où se trouve le site LTA, Bussière et al. (2003c) parlaient période sans recharge probable de 2 mois, sans considérer l'effet des changements climatiques de plus en plus confirmés.

Une épaisseur de 50 cm est considérée pour la couche de bris capillaire. Les épaisseurs des couches de rétention d'eau et des couches de sable de surface aux deux stations sont celles présentées dans le tableau 3.2. Ces épaisseurs sont respectivement de 70 cm et 40 cm pour la station CS06-10 et de 104 cm et 36 cm pour la station CS 06-14. Les mêmes propriétés hydriques des matériaux ont été utilisées (voir section 5.1).

Tableau 6.2 : Principales caractéristiques des simulations réalisées pour les deux stations sur le plateau (la position de la nappe est compté à partir de l'interface CEBC-résidus LTA).

Station	Simulation	Position	Matériaux MRN		Résidus LTA		Condition
		initiale de					climatique
		la N.P.	K <sub>r</sub> (/an)	K <sub>r</sub> * (/an)	K <sub>r</sub> (/an)	K <sub>r</sub> * (/an)	Naturelle
		(m)					
CS06-10	S1	3	15	81	700	3806	Naturelle
	S2	4	15	81	700	3806	Naturelle
	S3	5	15	81	700	3806	Naturelle
	S4	3	0	0	700	3806	Naturelle
	S5	3	50	272	700	3806	Naturelle
	S6	3	15	81	300	1631	Naturelle
	S7	3	15	81	500	2718	Naturelle
	S8	3	0	0	700	3806	Absence totale de recharge
CS06-14	S9	3,3	0	0	700	3806	Naturelle
	S10	4,3	0	0	700	3806	Naturelle
	S11	4,3	15	81	700	3806	Naturelle
	S12	4,6	15	81	700	3806	Naturelle
	S13	4,3	8	43	700	3806	Absence totale de recharge
	S14	4,3	8	43	700	3806	Naturelle

L'option de congélation du sol en hiver a été sélectionnée puisque les simulations étaient réalisées entre le 1<sup>er</sup> mai 2007 et le 30 avril 2008. Il convient néanmoins de rappeler que le logiciel VADOSE/W estime le coefficient de diffusion  $D_e$  à partir de la teneur en eau volumique  $\theta_w$  et de la porosité selon le modèle prédictif de Collin et Rasmuson (1988). On a constaté plus tard que le logiciel utilisait la teneur en eau volumique totale au lieu de distinguer les composantes gelée et non gelée durant l'hiver. Pour illustrer cela, la figure 6.7 montre l'évolution temporelle des teneurs en eau volumiques totale et non gelée et du coefficient de diffusion  $D_e$  pour une des simulations réalisées (S4, voir Tableau 6.2) au milieu de la couche de rétention d'eau de la CEBC pour la période allant de décembre 2007 (215<sup>e</sup> jour) à fin avril 2007 (365<sup>e</sup> jour).

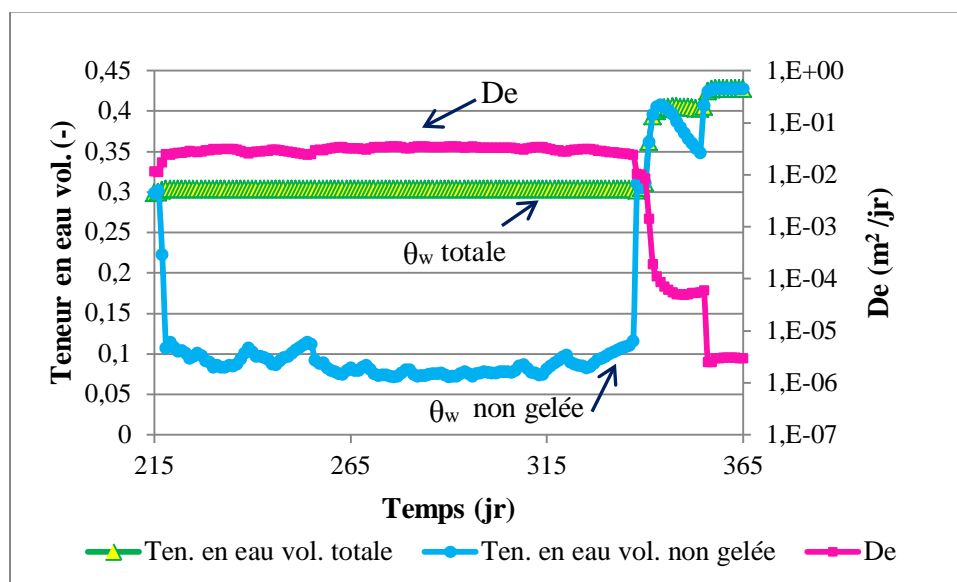


Figure 6.7 : Évolution temporelle des teneurs en eau volumiques totale et non gelée et du coefficient de diffusion  $D_e$  pour la simulation S4 au milieu de la couche de rétention d'eau de la CEBC pour la période allant de décembre 2007 (215<sup>e</sup> jour) à fin avril 2007 (365<sup>e</sup> jour)

Entre le 215<sup>e</sup> et le 335<sup>e</sup> jour, la neige se dépose au sol et aucune variation de la teneur en eau volumique totale n'est observée; elle reste stable à 0,30. Pour une porosité moyenne de 0,44, le coefficient de diffusion  $D_e$  correspondant estimé à l'aide de l'équation [2.21] est d'environ  $1,4 \times 10^{-2} \text{ m}^2/\text{j}$ , ce qui concorde avec la valeur  $D_e$  montrée sur la figure 6.21. Par après, la teneur en eau volumique totale augmente à cause du dégel et  $D_e$  diminue. La teneur en eau non gelée chute de 0,3 (teneur en eau totale) à une valeur autour de 0,1 au 218<sup>e</sup> jour et reste constante jusqu'au 335<sup>e</sup> jour. Au début du dégel, elle augmente lentement pour atteindre encore la teneur en eau totale. Un épisode de froid est survenu entre les 7 et 11 avril (température entre -2,2 et -12,2°C), ce qui a causé une légère chute de la teneur en eau volumique non gelée.

Pour cette raison, les flux cumulés d'oxygène seront présentés pour la période où la CEBC n'est pas gelée, soit environ 240 jours (de mai à fin décembre). Il sera présumé que le flux d'oxygène en hiver reste négligeable (ceci reste néanmoins à être démontré quantitativement).

### **6.3.3 Résultats des simulations numériques pour la station CS 06-10**

Dans cette section, les résultats des 8 scénarios de simulation S1 à S8 réalisés pour illustrer des écoulements non saturés d'eau et la migration de l'oxygène dans les horizons de la station CS 06-10, installées sur le secteur plateau du site LTA, sont présentés. Les effets du niveau piézométrique de la nappe phréatique, de la réactivité des matériaux, et de la période sans recharge étendue à 3 mois ont été examinés. Toutes les simulations des stations sur plateau ont été réalisées pour une période de 240 jours à partir du 1<sup>er</sup> mai 2007. Plusieurs paramètres peuvent être montrés en termes de profil à une date donnée ou en termes d'évolution temporelle à une position donnée. Dans ce qui suit, quelques profils verticaux des teneurs en eau volumiques et principalement les profils des concentrations d'oxygène sont donnés pour les dates d'échantillonnage de gaz sur le terrain au cours de l'année 2007, à savoir le 21 juin, le 06 juillet et le 23 juillet. Cela permettra de comparer les valeurs mesurées à celles calculées pour trouver la simulation qui représente le mieux les mesures. Avant de passer à la présentation des résultats, la situation de la convergence est discutée.

### 6.3.3.1 Critères de convergence

La convergence illustre que les pressions (et ainsi les conductivités) n'ont pas changé entre deux itérations pour tous les nœuds. La convergence des calculs munis par VADOSE/W peut être évaluée à l'aide des quatre paramètres clés (illustrés ici pour la simulation S1):

- la différence de solutions de deux itérations successives versus le pas du temps pour la période complète couvrant 240 jours montrés dans la figure 6.7,
- le bilan hydrique cumulatif reporté à la figure 6.8,
- la précipitation cumulative reçue par le système présentée à la figure 6.9, et
- la conductivité non saturé  $k$  versus la succion illustrée dans la figure 6.10.

Les figures présentées pour la convergence concernent la simulation S1. Ces résultats ont été vérifiés pour toutes les autres simulations montrées dans le tableau 6.2 et ils se sont montrés pratiquement identiques d'une simulation à l'autre. La convergence a donc été bonne pour toutes les simulations S1 à S14.

La figure 6.8 ne montre pas de différence majeure (en %) entre les itérations en fonction du temps; la solution converge dès le début de processus de calcul. De même le graphique du bilan hydrique cumulatif de la figure 6.9 ne montre aucun changement majeur au cours de cette période. Le bilan hydrique cumulatif enregistré au cours de 240 jours est de l'ordre de  $0,001 \text{ m}^3$  et il est très faible et négligeable devant les précipitations cumulatives reçues par la colonne modélisée qui est d'environ  $0,08 \text{ m}^3$  (voir Figure 6.11). La figure 6.10 montre aussi une bonne concordance entre les valeurs de conductivité hydraulique non saturés calculées et introduites dans le système pour différentes valeurs de succion. Toutes les figures 6.8 à 6.11 confirment la bonne convergence. En conséquence, aucun raffinement du modèle ne sera nécessaire, et l'ensemble des paramètres rentrés sont considérés convenables.

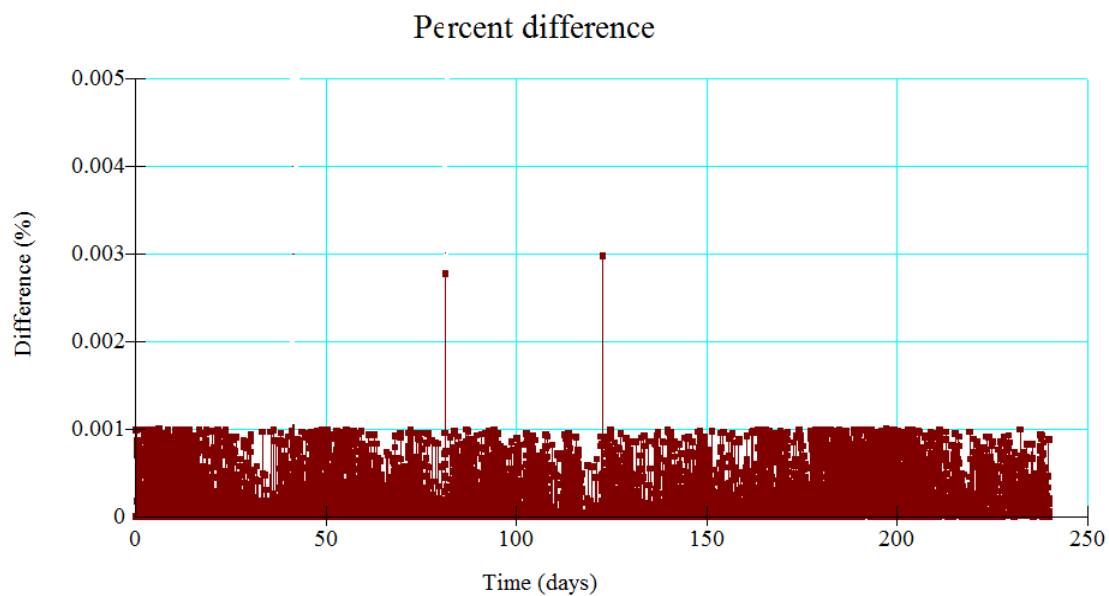


Figure 6.8 : Différence de solution versus le pas du temps (Simulation S1) avec VADOSE/W.

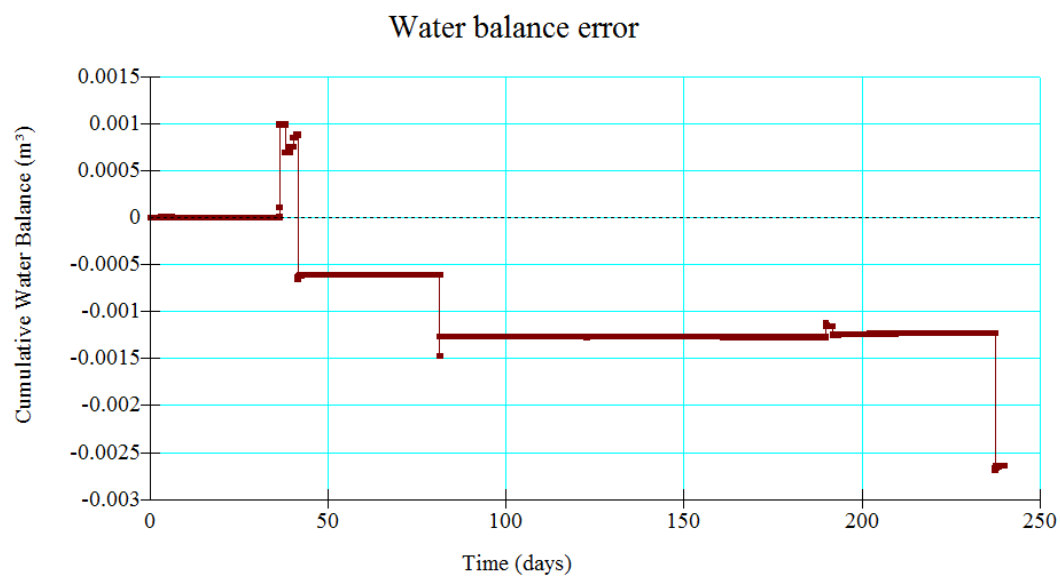


Figure 6.9 : Bilan hydrique cumulatif (Simulation S1 avec VADOSE/W).

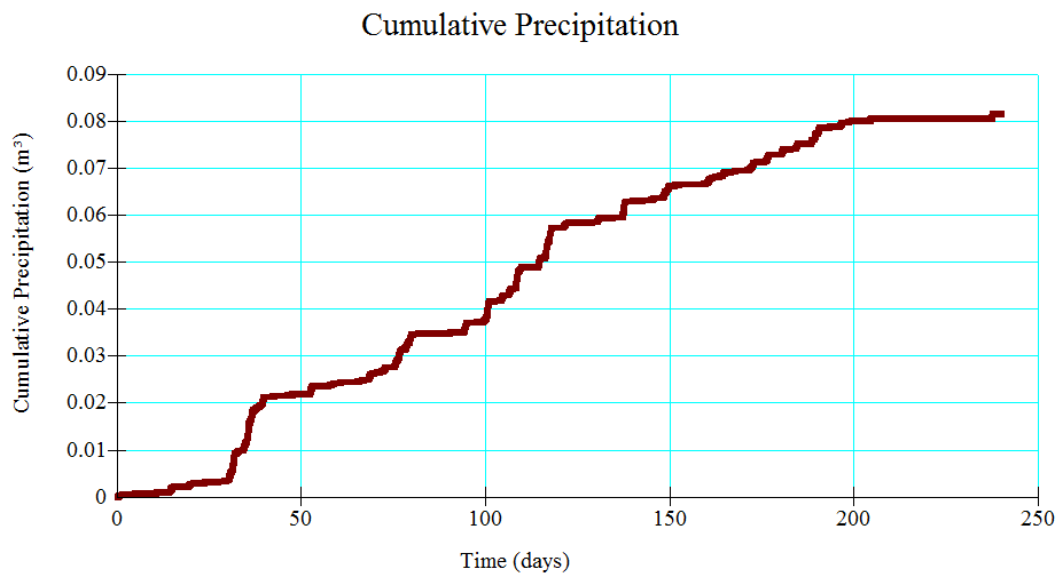


Figure 6.10 : Précipitation cumulative reçue par le système (Simulation S1 avec VADOSE/W).

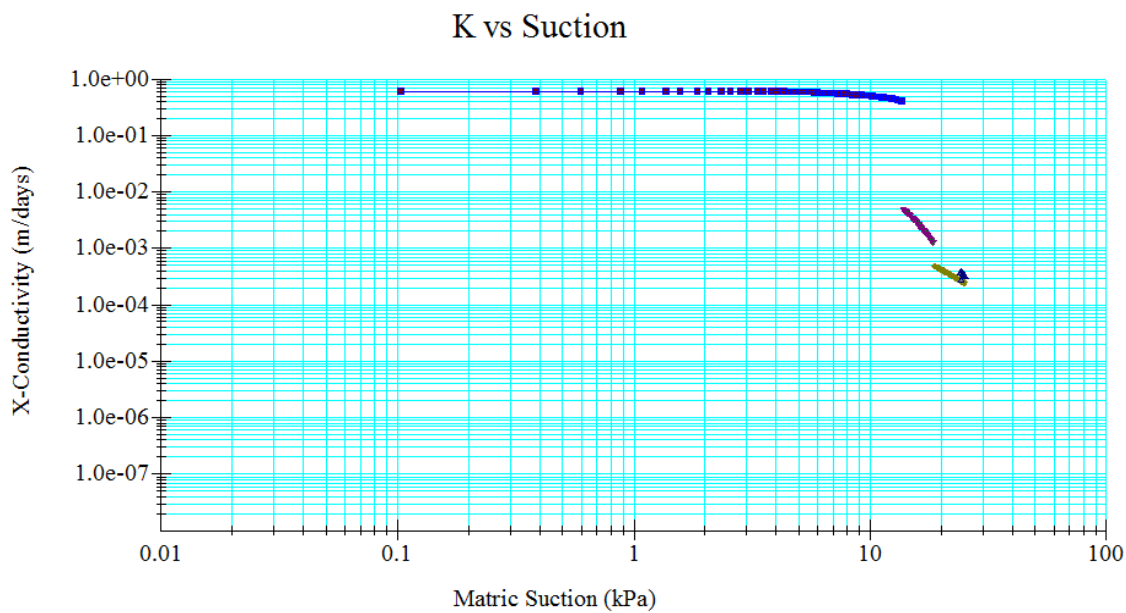


Figure 6.11 : Conductivité K versus la succion (Simulation S1 avec VADOSE/W).

### 6.3.3.2 Impact de la variation du niveau piézométrique

Les trois premiers scénarios S1, S2 et S3 considèrent des positions initiales du niveau piézométriques de la nappe phréatique à des profondeurs respectives de 3 m, 4 m et 5 m sous la surface de la CEBC (voir Tableau 6.2). La réactivité des résidus sulfureux LTA a été choisie maximale ( $K_r = 700/\text{an}$  soit  $K_r^* = 3806/\text{an}$ ) et la réactivité des matériaux MRN a été supposée être relativement faible ( $K_r = 15/\text{an}$  ou  $K_r^* = 81/\text{an}$ -voir Tableau 6.2). La figure 6.12 montre le profil vertical du degré de saturation en eau et de la concentration d'oxygène à travers la colonne modélisée après 1, 84 et 240 jours de calcul dans le cas de S4.

Les profils verticaux de la teneur en eau ( $\theta_w$ ) pour les trois scénarios S1 à S3 sont donnés dans les figures 6.13 en fonction de la variation de la profondeur de la nappe phréatique pour les dates d'échantillonnage en 2007. On constate que pour une date donnée, les valeurs  $\theta_w$  à travers la couche de rétention d'eau sont variables et dépendantes de la position initiale de la N.P. Les valeurs de  $\theta_w$  les plus élevées correspondent au niveau piézométrique le plus proche de la surface. De façon générale,  $\theta_w$  à la base de la couche MRN est de l'ordre de 0,32 à 0,42, selon la position de la N.P. (ce qui correspond à un degré de saturation  $S_r$  entre 72% et 95% pour  $n = 0,44$ ). En haut de la couche de rétention d'eau,  $\theta_w$  est moins élevée et elle est comprise entre 0,2 et 0,3 (ce qui correspond à  $S_r = 45\%$  à  $68\%$  pour  $n = 0,44$ ). Une augmentation de la profondeur de NP de 1 m engendre une diminution de  $\theta_w$  de 5% environ. L'impact de cette variation de la position de la NP est très négligeable dans les deux couches de matériaux grossiers et dans les résidus sous la CEBC. On peut constater que les valeurs de  $\theta_w$  mesurées sont proches des valeurs calculées pour une profondeur de N.P. située entre 4 et 5 m sous la CEBC.



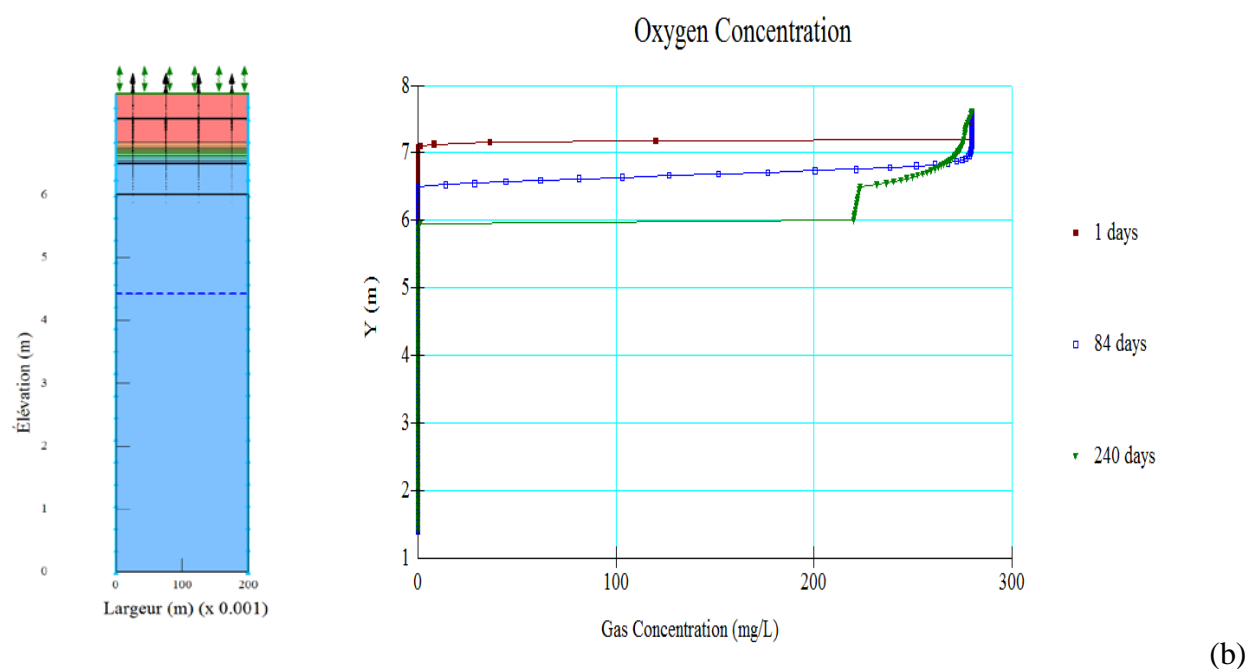
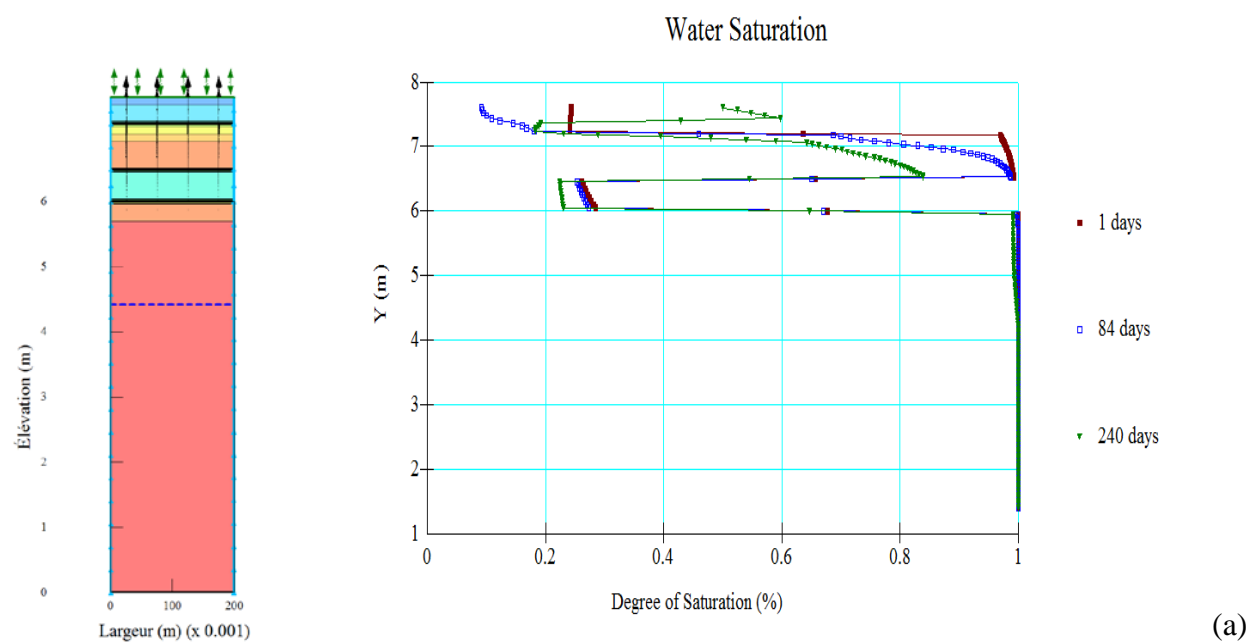


Figure 6.12 : Distribution de (a) saturation en eau et (b) concentration d'oxygène à travers la colonne modélisée après 1,84 et 240 de calcul; cas de S4.

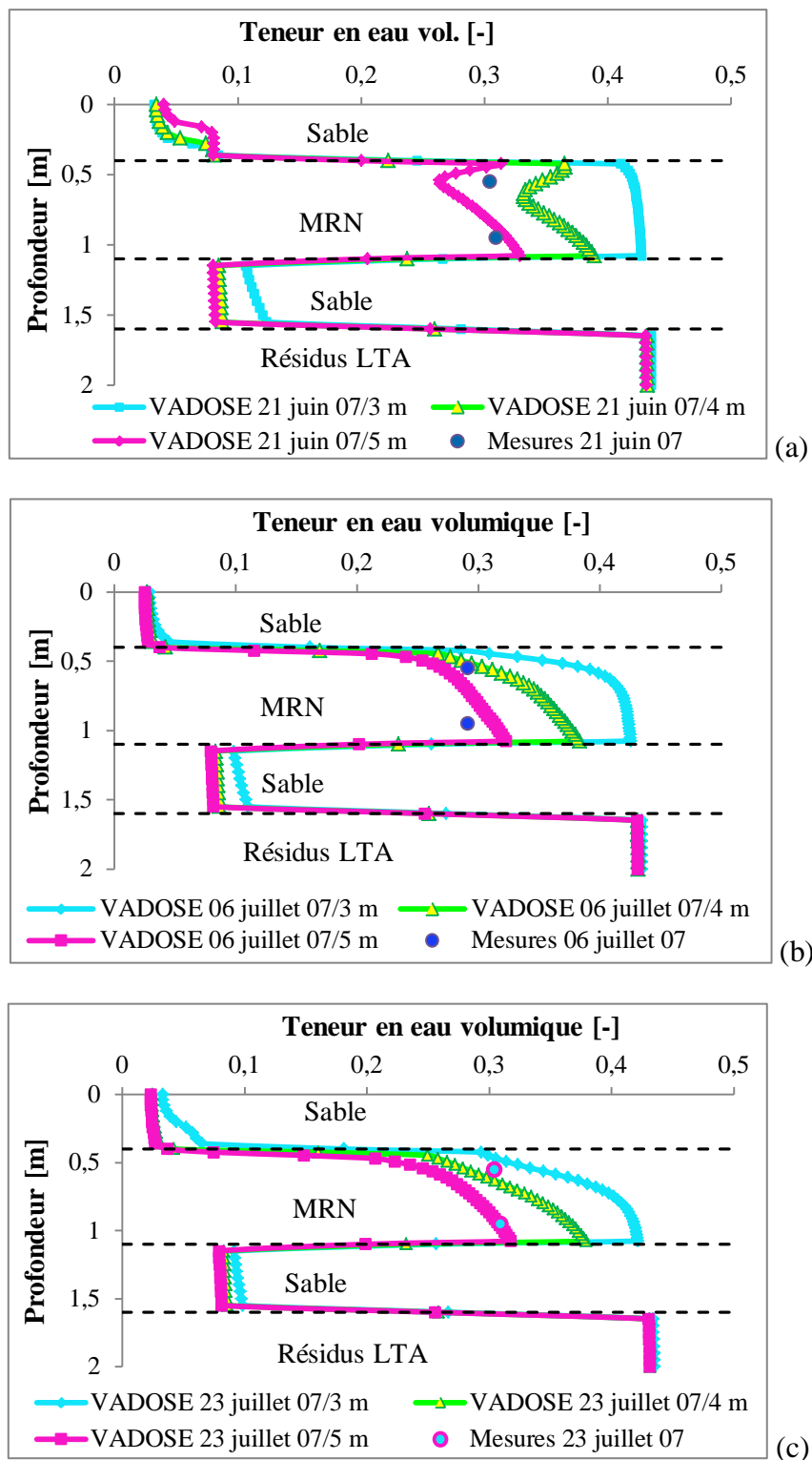


Figure 6.13 : Comparaison des profils des teneurs en eau mesurées et calculées à travers la CEBC à la station CS 06-10 pour les simulations S1, S2 et S3 après (a) 52 jours (21 juin), (b) 67 jours (06 juillet) et (c) 84 jours (23 juillet).

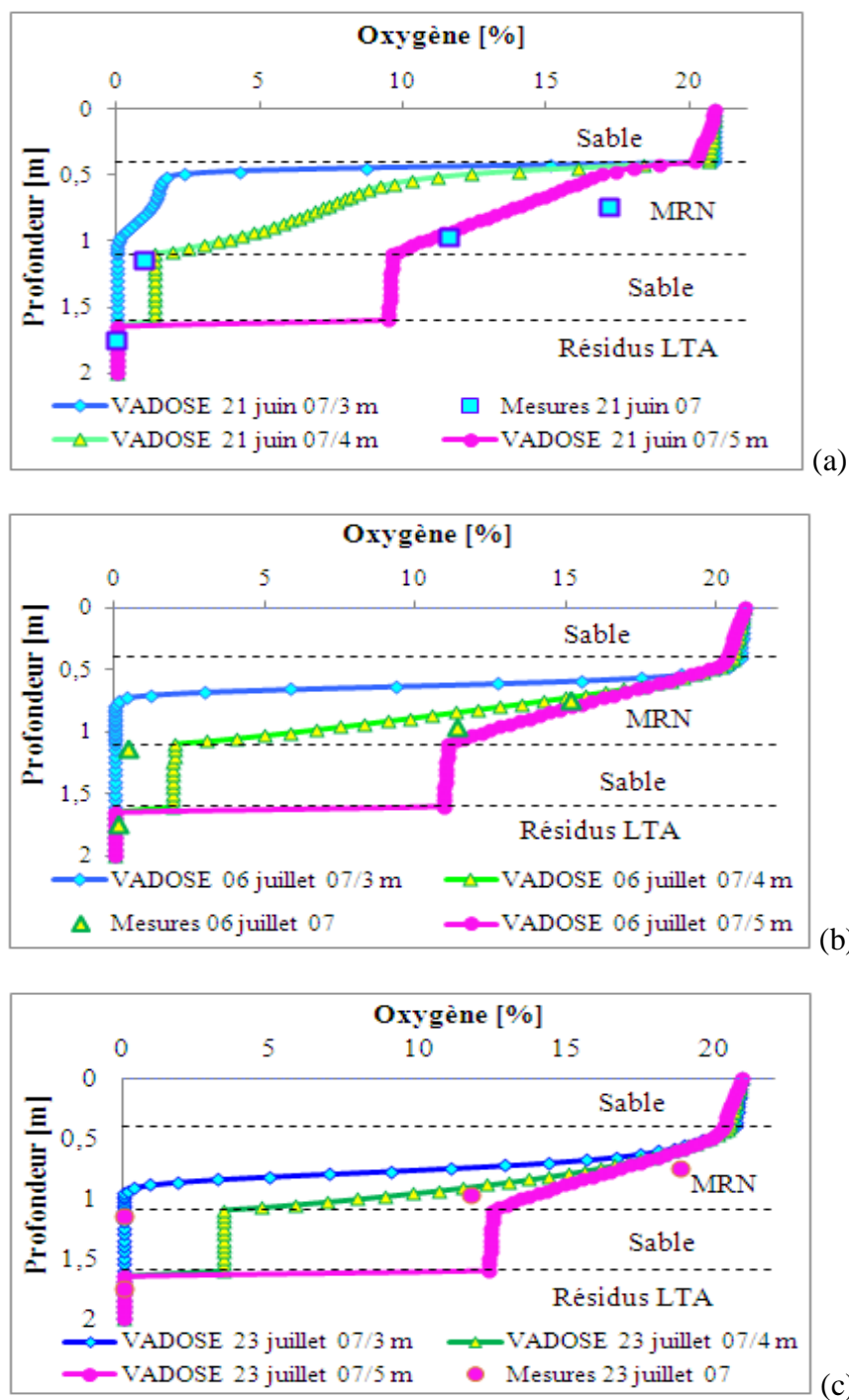


Figure 6.14 : Comparaison des profils de  $[O_2]$  mesurées et calculées à travers la CEBC à la station CS 06-10 pour les simulations S1, S2 et S3 après (a) 52 jours (21 juin) et (b) 67 jours (06 juillet) et (c) 84 jours (23 juillet).

De même, les concentrations d'oxygène pour ces trois premières simulations données par les figures 6.14 montrent leurs dépendances significatives par rapport à la position initiale de la N.P. Les deux points d'échantillonnage de terrain les plus profonds (à l'interface de la couche de bris du sable capillaire et des matériaux MRN et à la surface des résidus sulfureux LTA), dont les teneurs en oxygène sont très faibles (<1%), concordent mieux avec les calculs pour une nappe phréatique considérée à une profondeur de 3 m. Néanmoins, S1 à S3 montrent que la consommation réelle d'oxygène dans la CEBC du site LTA, au niveau des matériaux MRN est inférieure à celle simulée pour telle réactivité attribuée au cours des conditions initiales ( $K_r = 15\%$ ). Pour cette raison, on a ajouté deux autres scénarios à taux de réactivité différents.

### 6.3.3.3 Impact de la variation du taux de la réactivité des résidus MRN

Dans la deuxième série de scénario, les simulations S4 et S5 correspondant respectivement à des valeurs  $K_r = 0/\text{an}$  et  $50/\text{an}$  (ou  $K_r^* = 0/\text{an}$  et  $272/\text{an}$ ) des matériaux de la couche de rétention d'eau (MRN) ont été comparées à S1 ( $K_r = 15/\text{an}$ ). Tous les autres paramètres sont restés constants ( $K_r = 700/\text{an}$  pour les résidus LTA, profondeur de la N.P. à 3m). Il a été choisi de garder la position initiale de la nappe phréatique constante à une profondeur de 3 m au-dessous de la surface de la CEBC, puisque, les concentrations d'oxygène calculées concordent bien aux valeurs mesurées *in-situ* en deux points d'échantillonnage (dans les résidus sulfureux et à leur interface avec le sable capillaire; voir Figure 6.14). Les profils de la concentration d'oxygène pour les simulations S1, S4 et S5 sont données dans la figure 6.15. On peut constater qu'il n'y pas de grande différence entre les profils obtenus pour  $K_r = 15/\text{an}$  et  $K_r = 50/\text{an}$  jusqu'à environ 67 jours. Pourtant, l'écart est bien visible entre  $K_r = 0/\text{an}$  et  $K_r = 15/\text{an}$  au niveau de la couche de rétention d'eau (la concentration d'oxygène diminue à une profondeur donnée lorsque  $K_r$  passe de 0 à  $50/\text{an}$ ). La dépendance du profil simulé de  $[O_2]$  dans la couche de rétention d'eau avec la réactivité des matériaux est bien illustrée. Les mesures de concentration d'oxygène durant les trois dates correspondent plus à un  $K_r$  proche de  $0/\text{an}$  (pour une nappe située à 3 m sous la surface de la CEBC).

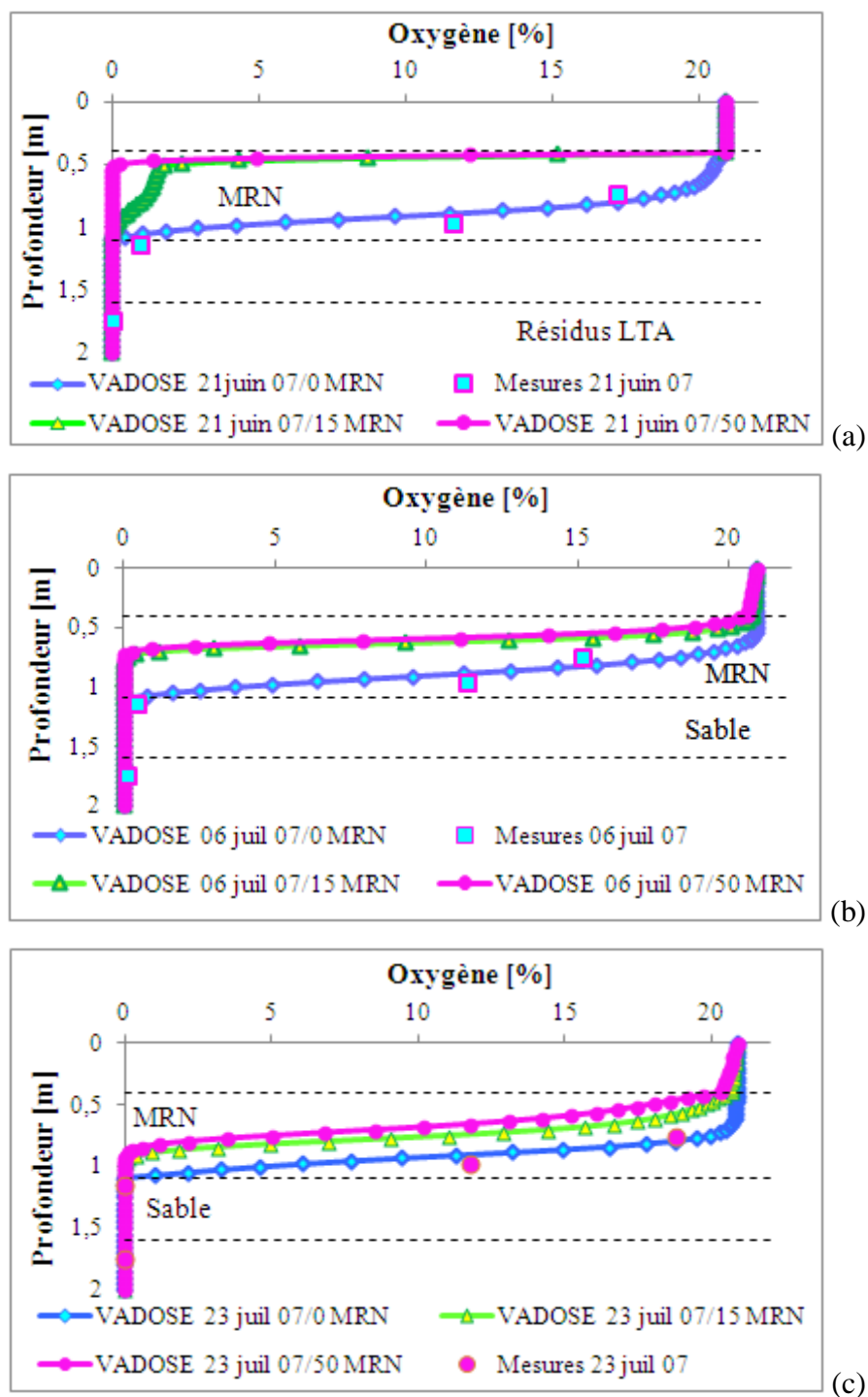


Figure 6.15 : Comparaison des profils de  $[O_2]$  mesurés et calculés à travers la CEBC à la station CS 06-10 en fonction de la réactivité des matériaux MRN après (a) 52 jours (21 juin) et (b) 67 jours (06 juillet) et (c) 84 jours (23 juillet): Simulations S1, S4 et S5 et mesures *in-situ*.

### 6.3.3.4 Impact de la variation de la réactivité des résidus LTA

Deux simulations complémentaires S6 et S7 ont alors été menées afin de représenter les effets de la réactivité des résidus sulfureux LTA sous la CEBC. En effet, selon la figure 4.28, le coefficient du taux de réaction  $K_r$  obtenu des mesures au laboratoire atteint des valeurs maximales comprises entre 300/an et 700/an pour des degrés de saturation  $S_r$  autour de 50%. Les taux de réactivité considérés sont  $K_r = 300/\text{an}$  (ou  $K_r^* = 1631/\text{an}$ ) pour S6 et  $K_r = 500/\text{an}$  (ou  $K_r^* = 2718/\text{an}$ ) pour S7 (voir Tableau 6.2). La position initiale de la N.P. est située à 3 m sous la surface et  $K_r = 15/\text{an}$  pour les résidus MRN. Les résultats sont comparés à ceux de la simulation S1 (avec  $K_r = 700/\text{an}$ ). Les profils d'oxygène obtenus sont montrés à la figure 6.16. Les résultats du calcul montrent qu'il n'y a pas de différence significative entre les profils verticaux d'oxygène obtenus avec  $K_r = 700/\text{an}$  (S1),  $K_r = 300/\text{an}$  (S6) et  $K_r = 500/\text{an}$  (S7), pour les trois dates d'échantillonnage. Les profils sont quasiment identiques pour une profondeur de 3 m de la nappe phréatique au-dessous de la surface de la CEBC et une réactivité des matériaux MRN  $K_r = 15/\text{an}$ .

Il ressort de cette analyse que la simulation S4 avec  $K_r = 0/\text{an}$  pour MRN, NP initiale à 3 m sous la CEBC et  $K_r = 700/\text{an}$  pour les résidus LTA (des valeurs  $K_r$  entre 300 et 700/an semblent aussi appropriées), dont les résultats sont repris à la figure 6.17, constitue une combinaison particulièrement intéressante car elle permet de reproduire le profil d'oxygène mesurée à travers la station CS 06-10 de façon assez exacte pour les 3 dates de mesure.

Il faut mentionner que la position de la N.P. dans tous les scénarios présentés fluctue avec le temps par rapport à son état initial, selon les taux de précipitation et d'évapotranspiration. À titre illustratif, la figure 6.18 montre la position de la N.P. après 54 jr, 67jr et 84 jr dans le cas de la simulation S4.

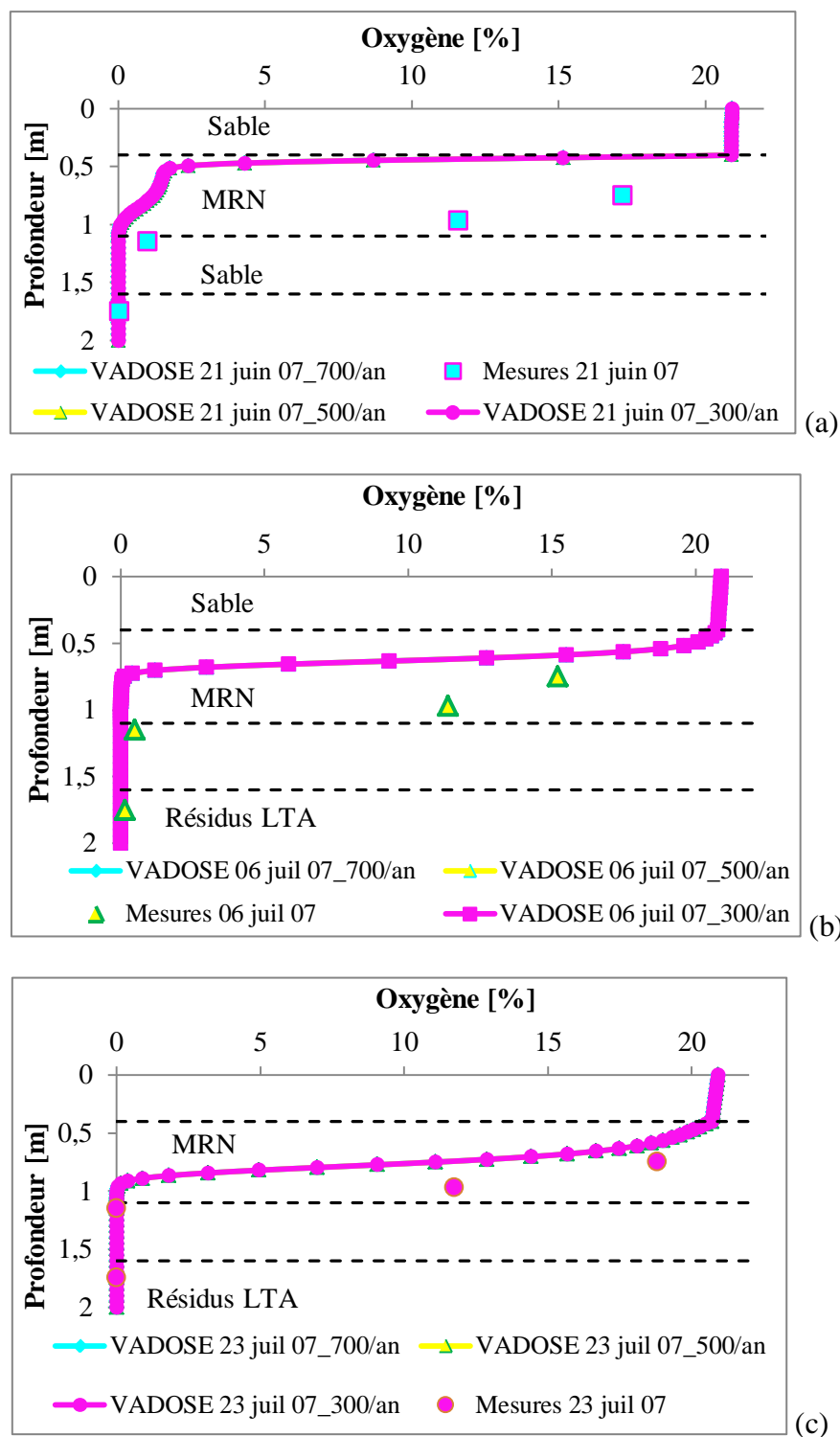


Figure 6.16 : Comparaison des profils de  $[O_2]$  mesurés et calculés à travers la CEBC à la station CS 06-10 en fonction de la réactivité des résidus LTA. S1, S6 et S7 après (a) 52 jours et (b) 67 jours avec les mesures in-situ.

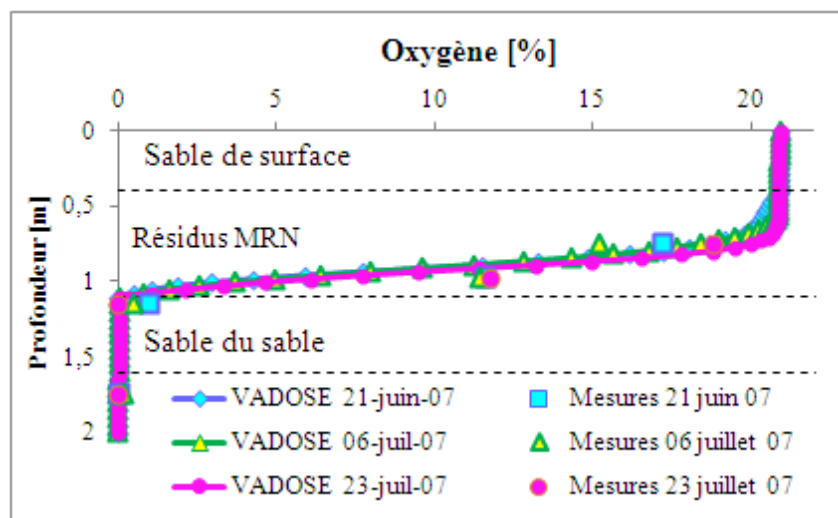


Figure 6.17 : Comparaison des profils de  $[O_2]$  mesurés et calculés dans la CEBC et les résidus sous-jacents à la station CS 06-10 après 54, 67 et 84 jours de calcul pour le cas de la simulation S4 : profondeur initiale de la nappe phréatique de 3 m,  $K_r=0/\text{an}$  pour MRN et  $K_r=700/\text{an}$  pour LTA.

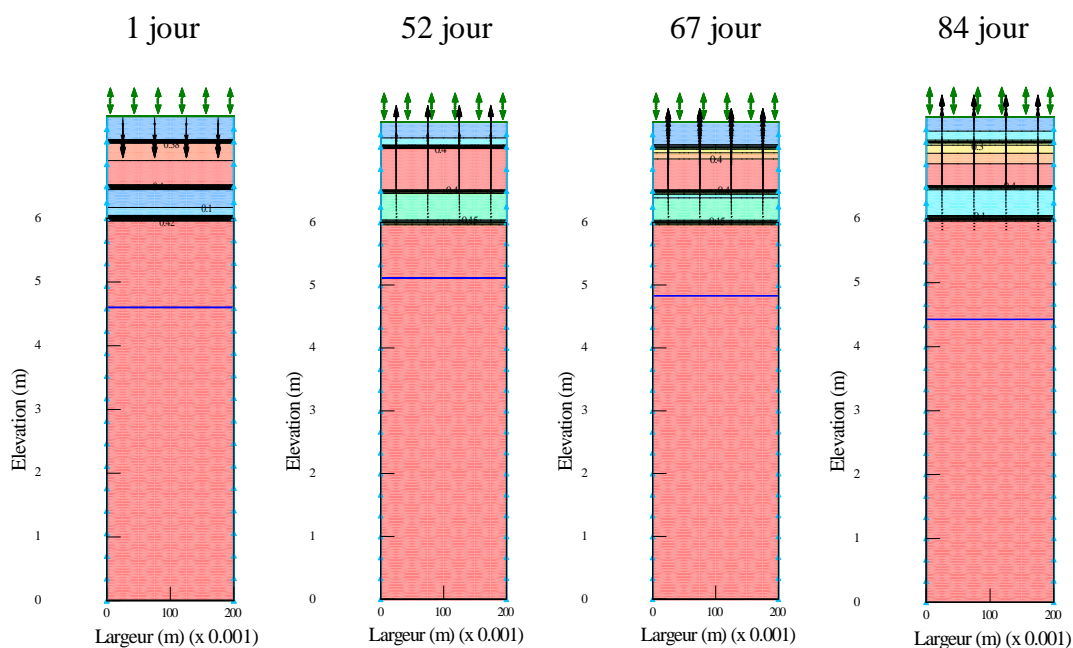


Figure 6.18 : Position de la nappe phréatique aux jours d'échantillonnage de gaz durant l'été 2007 à la station CS 06-10 pour le cas de la simulation S4.



### 6.3.3.5 Flux cumulé d'oxygène

La distribution du degré de saturation d'eau à travers la CEBC à la station CS 06-10 tel que simulé par le scénario S4, dans lequel les concentrations d'oxygène simulées concordent le mieux avec celles mesurées dans les couches de la CEBC et dans les résidus sous-jacents, est donnée à la figure 6.19 pour 3 dates d'échantillonnage de 2007.

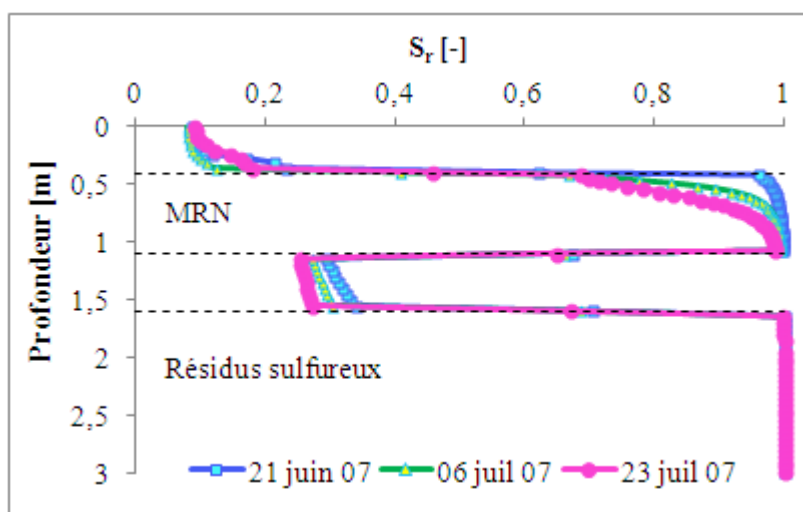


Figure 6.19 : Évolution du degré de saturation à travers la CEBC à la station CS 06-10 après 52 (21 juin), 67 (06 juillet) et 84 jours (23 juillet). Cas de la simulation S4.

Le coefficient de diffusion d'oxygène effectif  $D_e$  associé à ce profil de  $S_r$  est très faible ( $D_e$  vaut respectivement  $1,62 \times 10^{-6}$  m<sup>2</sup>/jour,  $4,20 \times 10^{-6}$  et  $8,1 \times 10^{-5}$  m<sup>2</sup>/jour au 21 juin, 06 juillet et 23 juillet) au milieu de la couche de rétention d'eau, quasiment saturée en eau ( $S_r > 90\%$  à sa base) et il est plus grand dans les couches de sable ( $D_e$  autour de 0,22 m<sup>2</sup>/jour) relativement plus secs où la saturation en eau est plus basse (voir Figure 6.20).

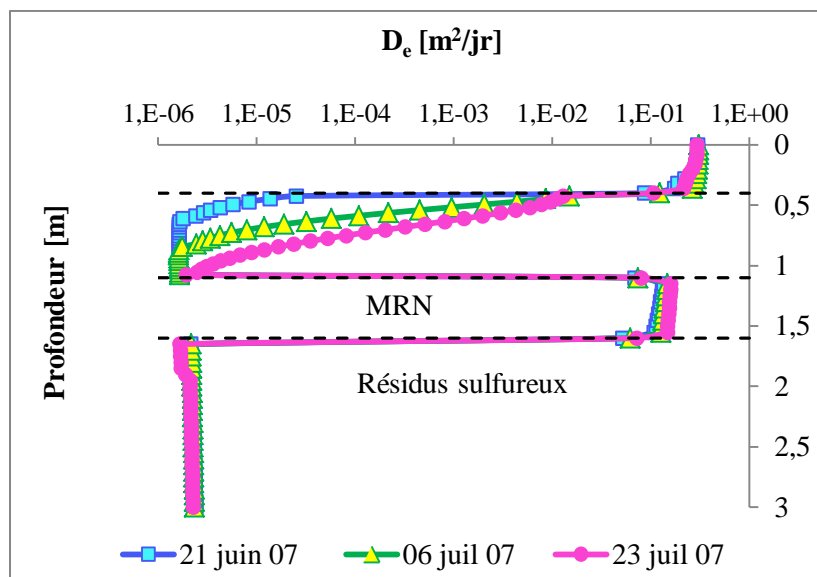


Figure 6.20 : Évolution du coefficient de diffusion effectif d'oxygène à travers la CEBC à la station CS 06-10 après 52 (21 juin), 67 (06 juillet) et 84 jours (23 juillet). Cas de la simulation S4.

Pour ce scénario S4, l'évolution du flux d'oxygène cumulés calculé à travers la CEBC est présentée pour les 240 jours de simulation (de mai à fin décembre) à la figure 6.21, avec un agrandissement montré pour les trois dates de mesure de concentration d'oxygène sus-mentionnés (52<sup>ème</sup>, 67<sup>ème</sup> et 84<sup>ème</sup> jour). Le flux à la base de la CEBC dans la colonne à section parallélépipédique simulée varie de  $9,23 \times 10^{-5}$  g après 52 jours de calcul à environ 0,002 g après 84 jours (il est multiplié par 19,1 en 32 jours). Après 365 jours (du 1<sup>er</sup> mai 2007 au 30 avril 2008), le flux cumulé d'oxygène à la base de la CEBC dans la colonne simulée est de 21,31 g/an (240 jours). Comme la colonne simulée a une section de  $0,2 \text{ m}^2$ , cela revient à un flux de  $4,61 \times 10^{-4} \text{ g/m}^2$ , et  $0,088 \text{ g/m}^2$  après respectivement 52 et 84 jours et à un flux annuel de  $61,56 \text{ g/m}^2/\text{an}$ . À titre de comparaison, le flux de design de la CEBC du site LTA était de  $110 \text{ g/m}^2/\text{an}$ . On peut donc tirer la conclusion que la CEBC du site LTA a été globalement efficace entre le 1<sup>er</sup> mai 2007 et fin décembre 2007.

La figure 6.21 montre aussi que les flux cumulés à la base de la CEBC et en-dessous de la couche de rétention d'eau sont presque identiques durant seulement les 90 premiers jours. À partir de

cette date, une différence apparaît entre ces deux flux; les valeurs du flux cumulé à la base de la couche de rétention d'eau s'approchent plus de celles à la base de la couche de sable de surface. En effet, le flux annuel à la base de la CEBC est d'environ  $61,55 \text{ g/m}^2 / 240 \text{ jours}$  alors qu'il est de  $98,74 \text{ g/m}^2 / 240 \text{ jours}$  à la surface de la couche de rétention d'eau. Cette différence entre les flux cumulé est liée au fait que les matériaux MRN sont considérés inertes ( $K_r = 0$ ) dans le scénario S4 (voir section 6-5).

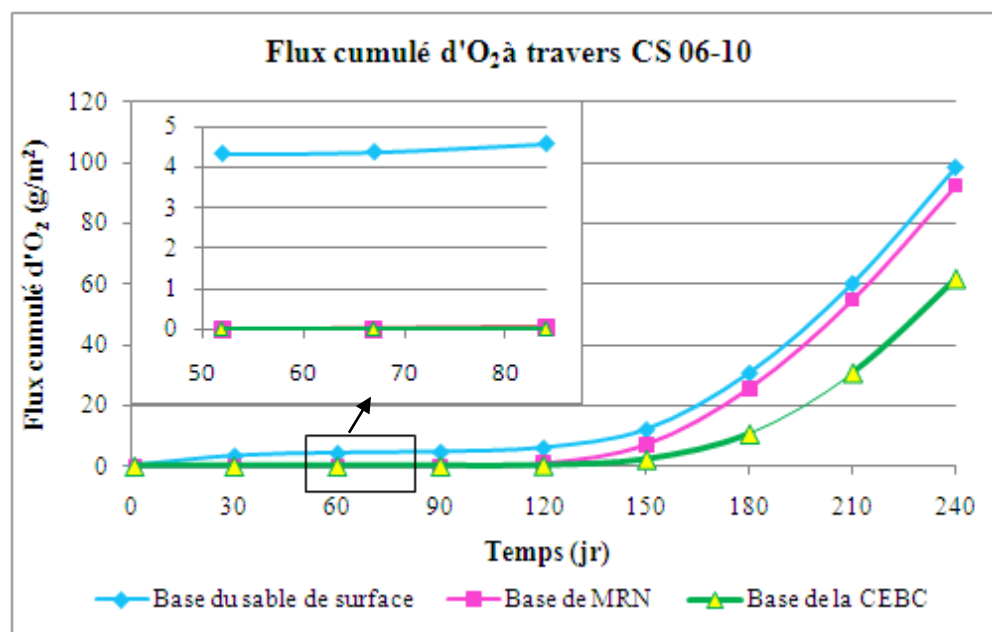


Figure 6.21 : Évolution des flux cumulé d'oxygène à travers la CEBC à la station CS 06-10 pour la simulation S4 du 1<sup>er</sup> mai 2007 à fin décembre 2007.

### 6.3.3.6 Effet d'une absence totale de recharge

Les simulations précédentes du comportement du flux à travers la CEBC installée en haut de la colonne ont été toutes réalisées pour des conditions climatiques réelles de la ville de Val-d'Or (voir Annexe 2). Les simulations S8 (8.1 et 8.2) ont été réalisées pour examiner les effets de l'absence totale des recharges au cours de deux mois (juillet et août); pour S8-1 et au cours de trois mois (juin, juillet et août) pour S8-2 sur les profils des teneurs en eau volumiques  $\theta_w$  et de concentration d'oxygène après 52, 67 et 84 jours de modélisation et sur le flux cumulé d'oxygène à la base de la CEBC. Cette simulation S8 est similaire à S4, sauf au niveau de cette condition frontière sur les conditions climatiques (voir Tableau 6.2).

Les profils de  $\theta_w$  découlant des simulations S8-1 et 8-2 sont donnés à la figure 6-22(a et b). Ces figures montrent une désaturation continue avec le temps à travers la CEBC notamment pour le scénario S8-2 où la désaturation touche même la base de la CEBC.

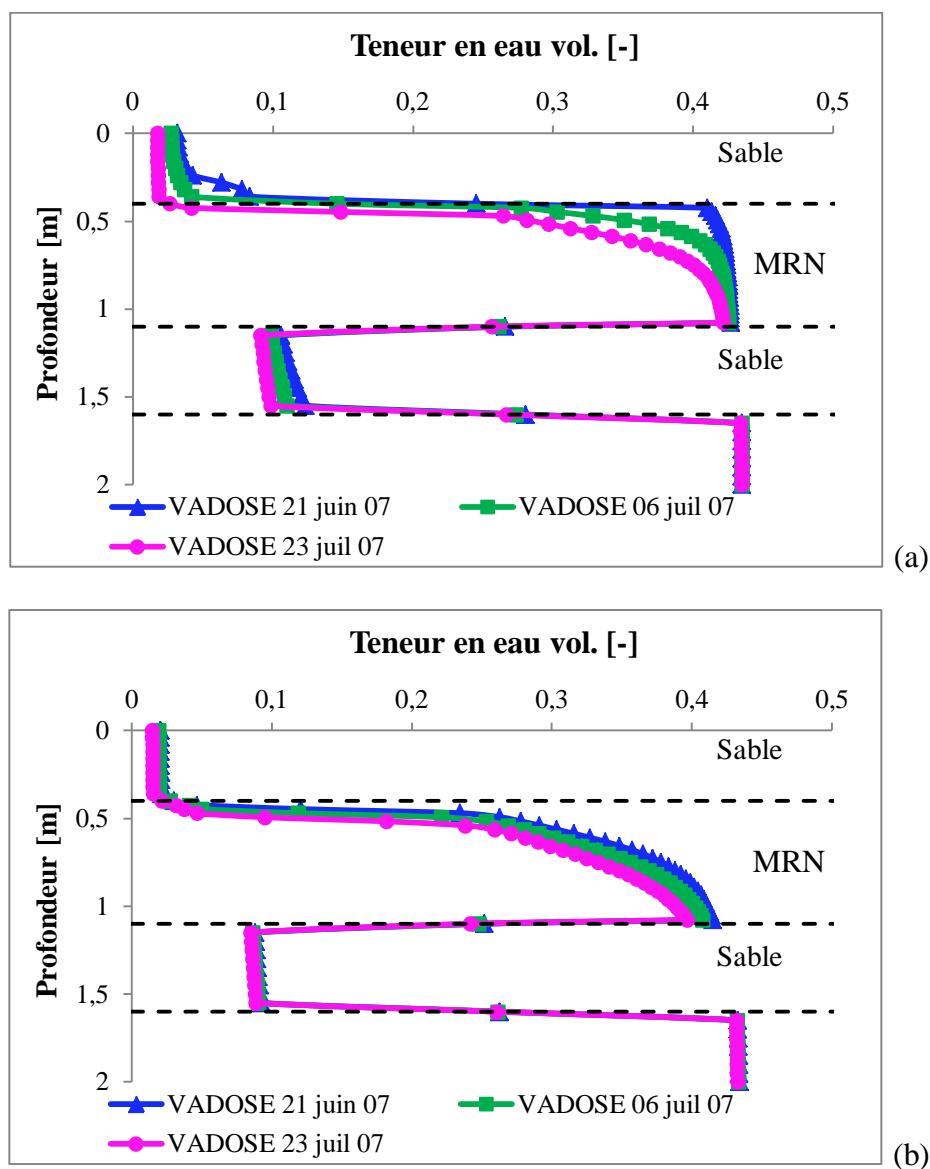


Figure 6.22 : Profils des teneurs en eau volumique à travers la CEBC après 52 (21 juin), 67 (06 juillet) et 84 (26 juillet) jours en cas d'une absence totale des recharges au cours de (a) 2 mois (juillet et août 2007) (Simulation S8-1) et (b) 3 mois (juin, juillet et août 2007) (Simulation S8-2).

. Les profils de  $[O_2]$  sont présentés à la figure 6.23 (a et b). On peut constater que les valeurs de concentrations d'oxygène calculées au niveau de la couche de rétention d'eau avec S8-1 sont faibles à nulle (Figure 6.23(a)) et se montrent similaires au modèle avec les conditions frontières de recharge moyennes (S4) de la région de Val-d'Or. Par contre les concentrations d' $O_2$  données par le scénario S8-2 augmentent avec l'absence totale de recharges au cours de trois mois (voir Figure 6.23(b)).

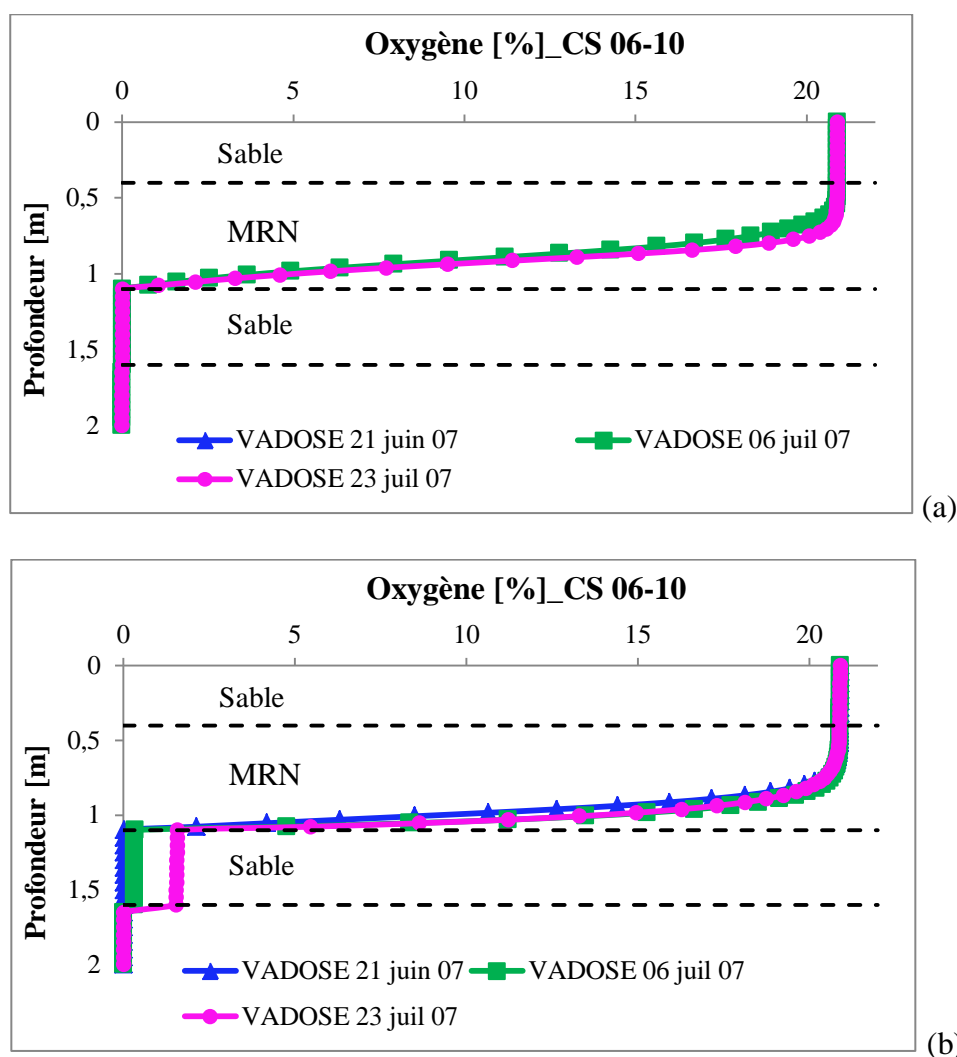


Figure 6.23 : Profils d'oxygène à travers la CEBC de la station CS 06-10 après 52, 67 et 84 et jours pour la simulation en cas d'une absence totale de recharges au cours de(a) 2 mois (juillet et août 2007) (Simulation S8-1) et (b) 3 mois (juin, juillet et août 2007) (Simulation S8-2).

L'évolution des flux cumulés d'O<sub>2</sub> à la base de la CEBC au cours de 240 jours sont comparés à la figure 6.24, pour les simulations S8-1 et S8-2. On présente aussi dans cette figure, l'évolution du flux à la base de la CEBC calculé pour les conditions naturelles de recharges (résultats présentés à la figure 6.21). Cette figure 6.24 montre une augmentation du flux lorsque la durée de période sans recharge augmente. Le flux annuel est à peu près de 16,73 g soit 83,67 g/m<sup>2</sup> pour S8-1 (2 mois sans précipitations), contre environ 27,65 g soit 138,28 g/m<sup>2</sup> après 240 jours pour S8-2 (3 mois sans recharge) au cours de la même période de modélisation et 61,55 g/m<sup>2</sup>/an pour S4 (recharge naturelle). La différence entre le flux des scénarios S4 et S8-1 n'est pas assez prononcée. Selon ces résultats, une absence totale de recharge au cours de 2 mois (juillet et août) ne semble pas affecter significativement la performance locale de la CEBC entre le 1<sup>er</sup> mai et fin décembre 2007. Par contre, le flux du design de 110 g/m<sup>2</sup> est dépassé à partir de 220<sup>ème</sup> jour environ en cas de période de 3 mois sans recharge (le scénario S8-2).

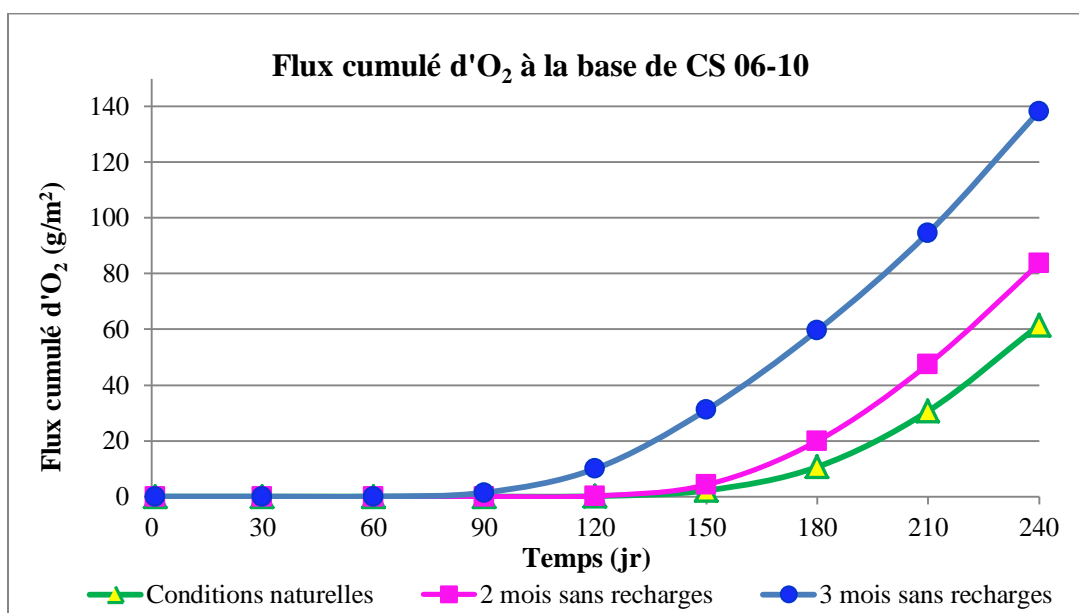


Figure 6.24 : Évolution du flux cumulé d'oxygène à la base de la CEBC à la station CS 06-10 pour les simulations S4, S8-1 (en cas d'une absence totale de recharges au cours de 2 mois; juillet et août 2007) et S8-2 (en cas d'une absence totale de recharges au cours de 3 mois; juin, juillet et août 2007).

Une comparaison des flux cumulés à la surface et à la base de la couche de rétention d'eau et au-dessous de la CEBC au cours de 240 jours (de mai à fin décembre) est donnée dans la figure 6.25(a et b) pour les scénarii S8-1 et S8-2. Similairement au scénario S4, les mêmes tendances observées à la figure 6.21 se répètent ici : les valeurs du flux cumulés à la base de la couche de rétention d'eau s'approchent avec le temps plus de celles à la base de la couche de sable de surface avec une hausse des valeurs.

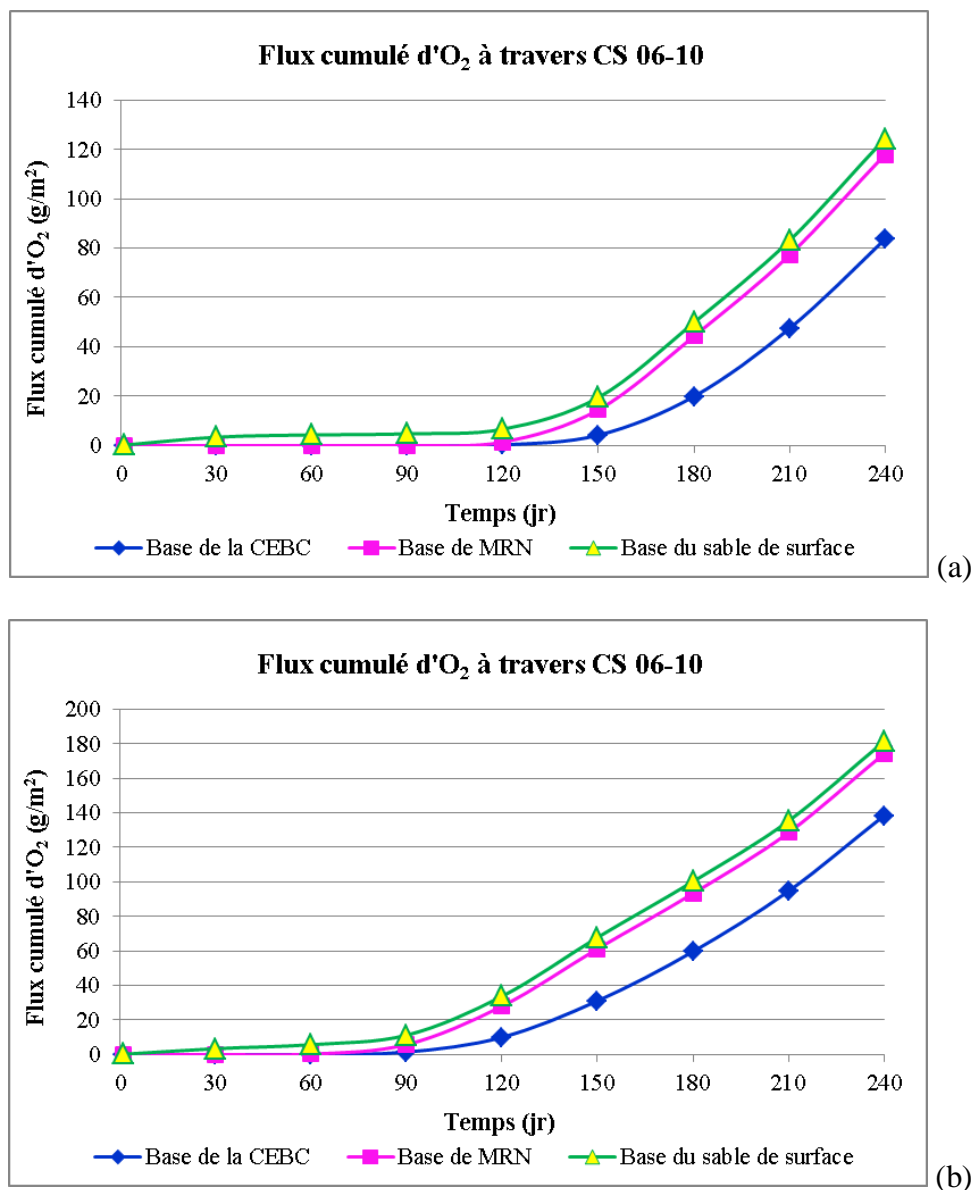


Figure 6.25 : Évolution des flux cumulés d'oxygène à travers la CEBC à la station CS 06-10 pour la simulation S8 du 1<sup>er</sup> mai 2007 au 30 avril 2008 en cas d'absence totale de recharge au cours de (a) 2 mois (juillet et août 2007) et (b) 3 mois (juin, juillet et août 2007).

### 6.3.4 Résultats des simulations numériques pour la station CS 06-14

#### 6.3.4.1 Effet des différents paramètres

En partant des résultats des simulations numérique de la station précédente, il a été supposé que le niveau piézométrique initial vis à vis la station CS 06-14 située dans le même secteur nord (plus vers l'est) du plateau du site LTA (voir Figure 3.8) est identique sinon légèrement différent de celui de CS 06-10. La configuration géométrique du modèle conceptuel est semblable à celui appliqué dans CS 06-10, à l'exception des épaisseurs de deux couches de surface. La couche de matériaux fins (MRN) est de 104 cm d'épaisseur et la couche de sable de surface est de 36 cm (la couche de bris capillaire est supposée avoir 50 cm).

Pour cette station, 6 scénarios de simulation S9 à S14 ont été menés (voir Tableau 6.2). Les deux premiers S9 et S10 illustrent l'effet de la position de la nappe phréatique sur les profils de concentration d'oxygène dans les couches de la CEBC. Comme conditions initiales, le niveau piézométrique a été fixé à 3,3 m par rapport à la surface pour S9 et à 4,3 m pour S10. Pour ces deux scénarios, les matériaux MRN sont supposés non réactifs ( $K_r = 0$ ). Les profils de concentration d'oxygène aux dates d'échantillonnage sont donnés dans la figure 6.26a et b respectivement pour S9 et S10. Si on exclut le groupe de 4 valeurs mesurées problématiques (tubes d'échantillonnage de gaz brisés ou non fermés), la simulation S9 (avec  $K_r = 0$ ) semble bien représenter les mesures d'oxygène *in-situ* dans la partie supérieure alors que les deux points d'échantillonnage du gaz interstitiel les plus profonds sont mieux représentés par la simulation S10 ( $K_r = 15/\text{an}$ ).



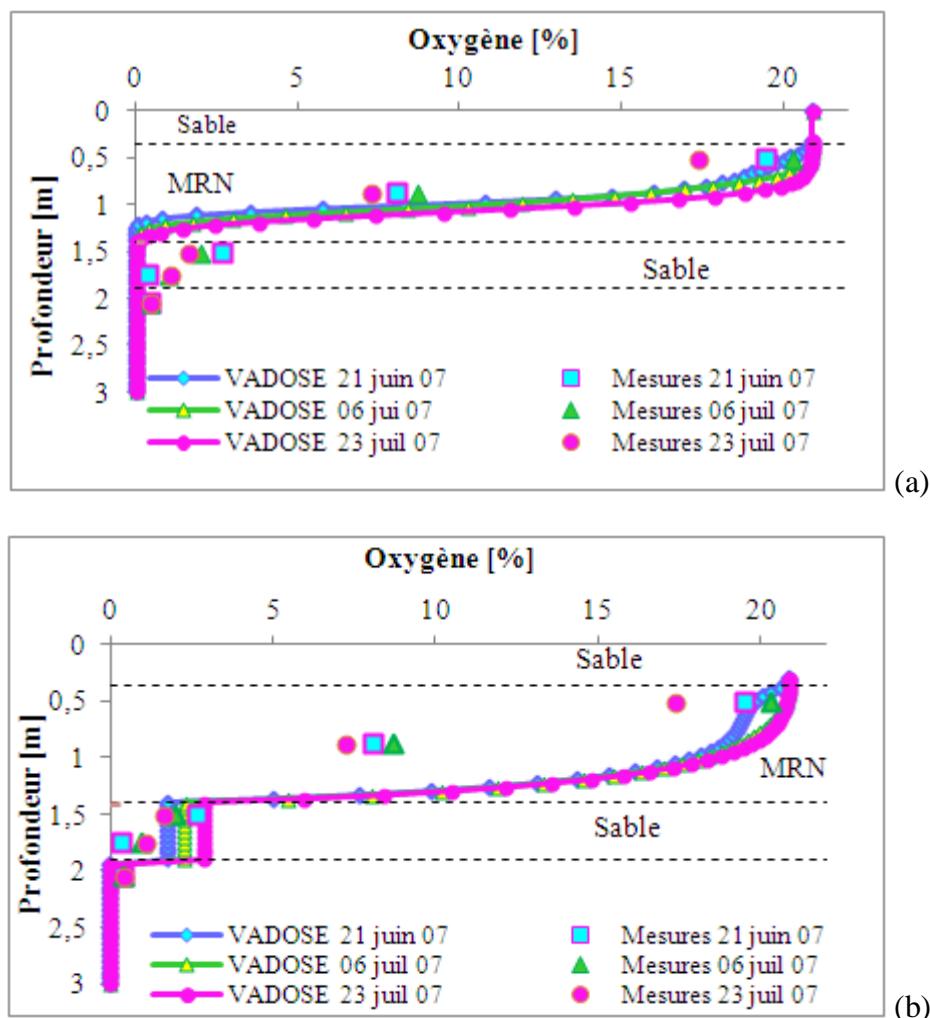
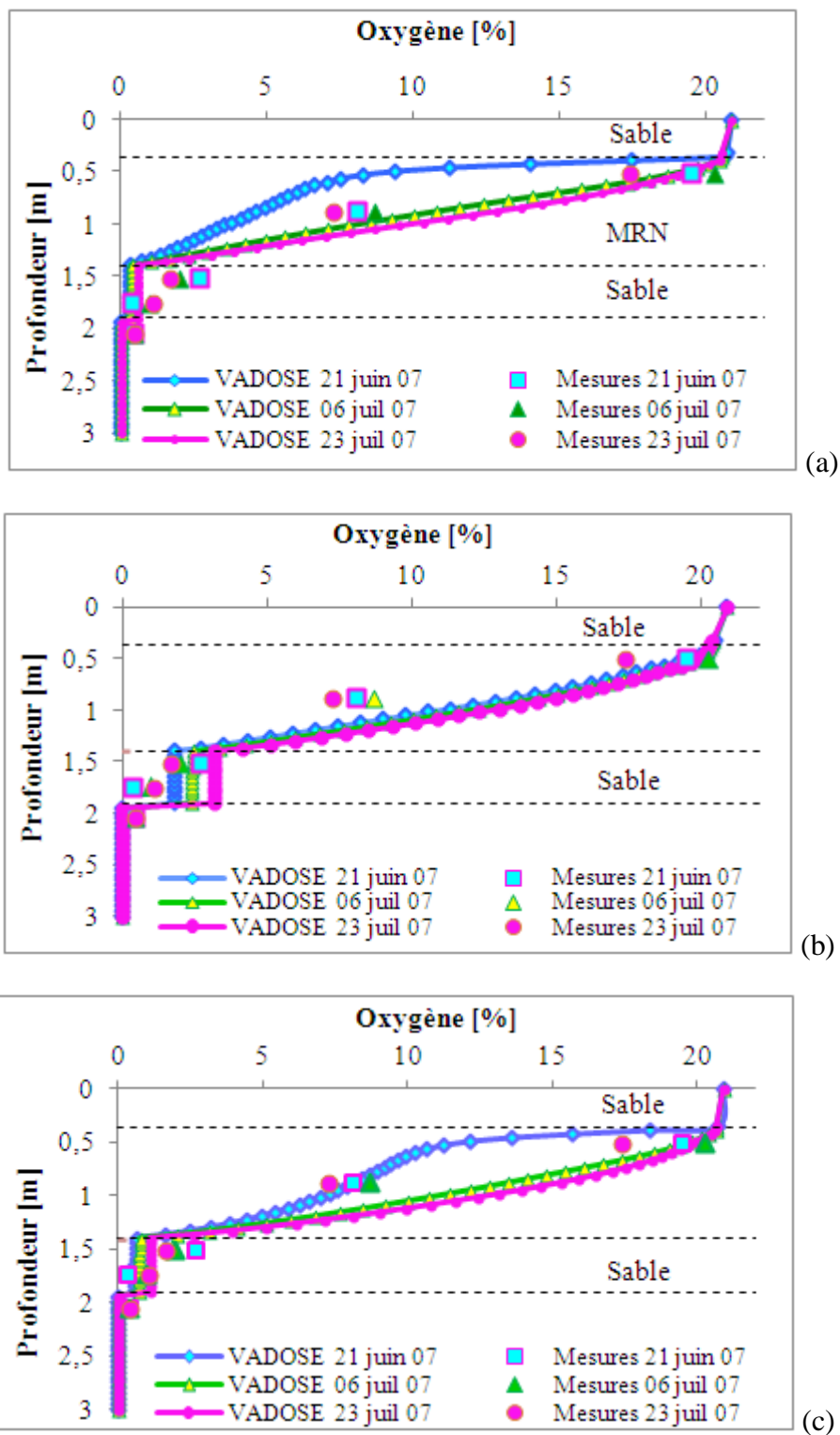


Figure 6.26 : Comparaison des profils de  $[O_2]$  mesurés et calculés dans la CEBC et les résidus sous-jacents à la station CS 06-14 après 54, 67 et 84 jours de calcul avec les profils mesurés *in-situ* au cours de l'été 2007, (a) cas S9 et (b) cas S10.

Dans les simulations S11, S12 et S13, le taux de la réactivité assigné aux matériaux MRN a été respectivement de l'ordre de 15/an, 15/an et 8/an alors que les positions initiales de la nappe phréatique sont respectivement à 4,3, 4,6 et 4,3 m sous la surface de la CEBC. Ce choix de la profondeur 4,6 m vise à préciser plus la position de la nappe phréatique. Les figures 6.27 (a à c) comparent les profils de concentration d'oxygène des simulations avec les profils mesurés. Les concentrations d'oxygène mesurées *in-situ* aux cinq points d'échantillonnage semblent plus correspondre au scénario S13. Cela nous mène à supposer qu'à cette station CS 06-14 du plateau,

la nappe phréatique serait au 1<sup>er</sup> mai à une profondeur proche de 4,3 m sous la surface et les matériaux MRN auraient une réactivité proche de 8/an.

Les contours des teneurs en eau volumiques et des concentration en oxygène à travers la colonne représentant les horizons de la station CS 06-14 après 54, 67 et 84 jr dans la S13 sont donnés aux figures 6.28 et 6.29. Dans le cas de CS 06-14, la position de la nappe phréatique ne montre pas de variation significative par rapport à son état initial (à 4,3 m de profondeur) au cours des premiers 84 jours de modélisation. Cela provient peut-être de l'épaisseur de la couche de rétention d'eau qui est supérieure de 34 cm à celle de la station CS 06-10. Cette différence d'épaisseur de la couche de matériau fin fait qu'elle emmagasine plus de recharges de précipitations et probablement réduit l'infiltration d'eau sous la CEBC (la couche de bris capillaire étant désaturée).



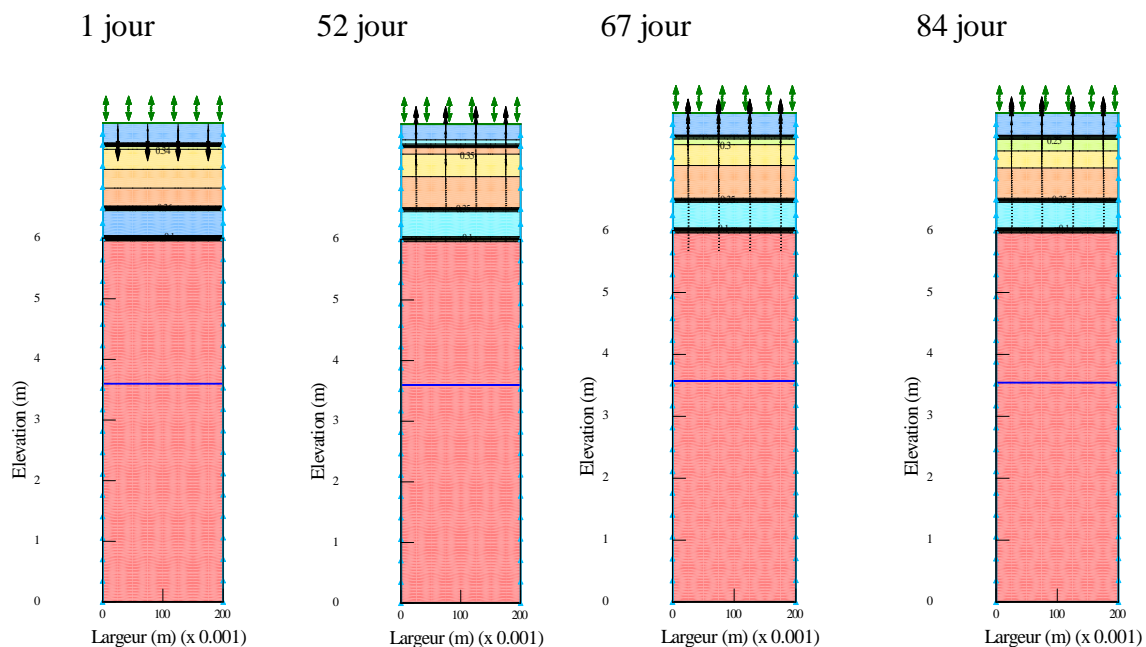


Figure 6.28 : Contours des teneurs en eau volumique au cours de quatre différents jours de modélisation en 2007 au niveau de la station CS 06-14 pour la simulation S13.

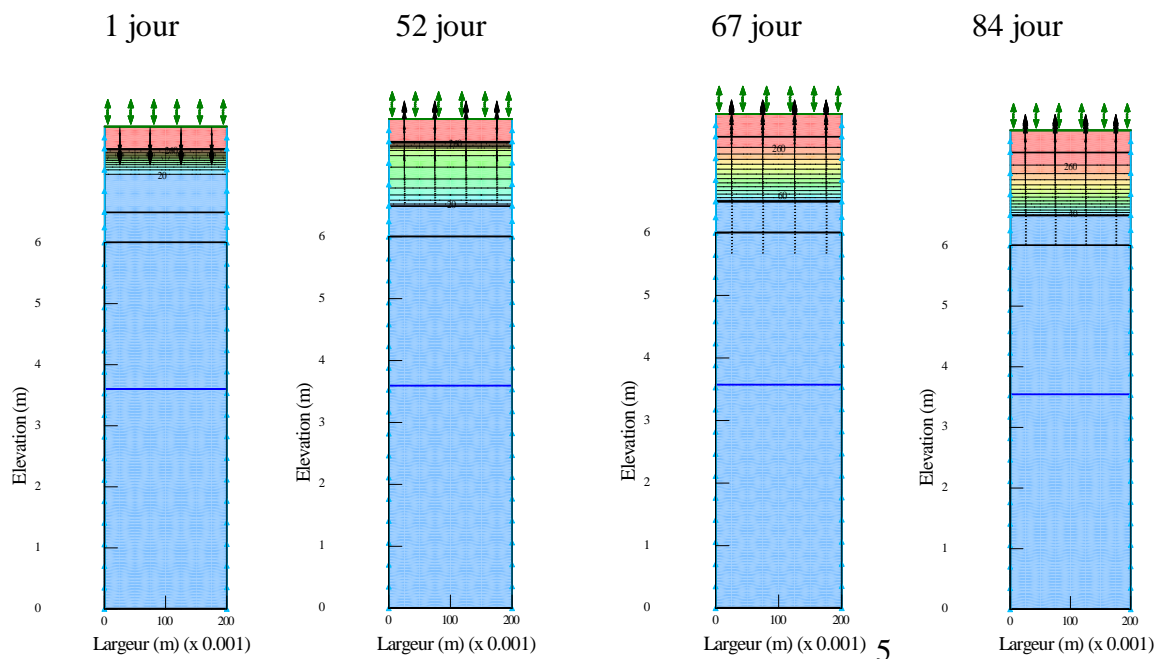


Figure 6.29 : Contours des concentrations d'oxygène au cours de quatre différents jours de modélisation dans la station CS 06-14 pour la simulation S13.

### 6.3.4.2 Le flux cumulé d'oxygène

L'évolution du flux d'oxygène calculé à la base de la couverture de type CEBC avec le scénario S13, pour lequel il y a la meilleure concordance entre les concentrations d'oxygène calculées et mesurées à travers la station CS 06-14, est présentée à la figure 6.30 pour les trois jours de simulation 52<sup>ème</sup>, 67<sup>ème</sup> et 84<sup>ème</sup> jours. Le flux cumulé est faible à la base de la colonne simulée ayant une section de 0,2 m<sup>2</sup> ; il varie d'environ 0,45 g (ce qui revient à un flux de 2,3 g/m<sup>2</sup>) après 84 jours à une valeur annuelle de 8,7 g/an (ce qui revient à un flux annuel de 43,5 g/m<sup>2</sup>/an). Ce dernier est inférieur au flux cumulé annuel de la station CS 06-10 (Simulation S4). Cela semble logique car les matériaux de la couche MRN sont considérés réactifs dans le scénario S13 ( $K_r=8/\text{an}$  contre  $K_r=0$  pour S4) et l'épaisseur de cette couche est plus grande que celle de la simulation S4 (une différence de 34 cm) ce qui devrait contribuer à diminuer le flux d'oxygène vers les résidus sulfureux. La figure 6.31 compare les flux cumulés à la surface et à la base de la couche de rétention d'eau (MRN) ainsi qu'en-dessous de la CEBC durant 240 jours (du début mai à fin décembre). On peut constater que les flux cumulés à la base de la CEBC et en-dessous de la couche de rétention d'eau sont presque identiques sur toute l'année. L'hypothèse simplificatrice parfois adoptée de négliger l'influence de la couche de bris capillaire (e.g. Mbonimpa et al., 2003) est dans ce cas bien justifiée. Une différence considérable s'observe entre les flux à la surface et à la base de la couche de rétention d'eau. Cela est dû à l'effet combiné de la réactivité des résidus MRN et du degré de saturation dans la couche MRN. Avec cette simulation S13, le flux annuel à la base de la CEBC est faible (environ 8,7g/an ou 43,5 g/m<sup>2</sup>/an) en comparaison avec le flux de design de la CEBC du site LTA (110 g/m<sup>2</sup>/an). Ainsi, on peut conclure que dans cette station CS 06-14, la CEBC du site LTA est efficace entre le 1<sup>er</sup> mai 2007 et fin décembre 2007.

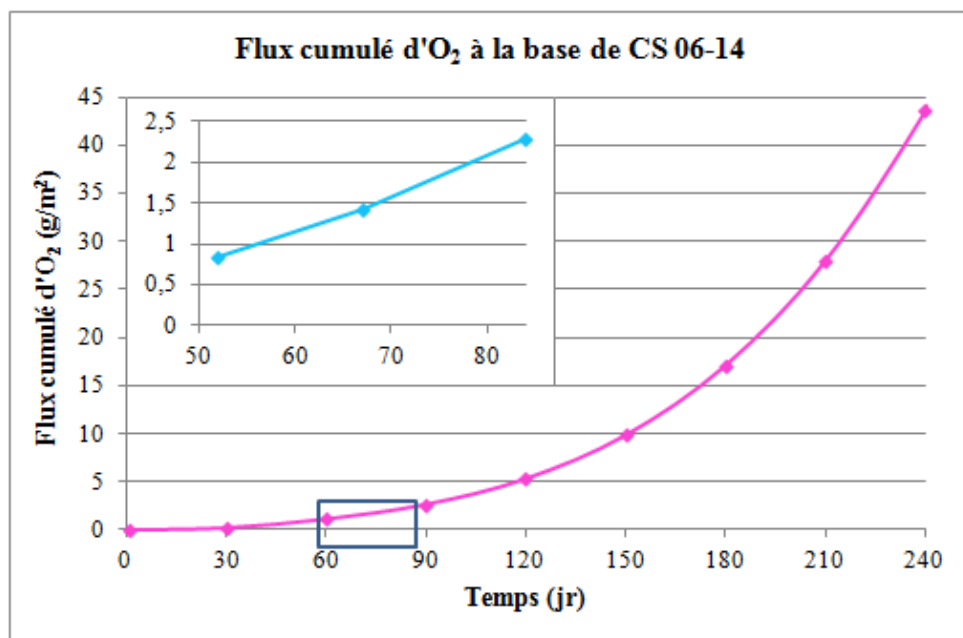


Figure 6.30 : Évolution du flux cumulé d'oxygène à la base de la CEBC à la station CS 06-14 pour la simulation S13 du 1<sup>er</sup> mai 2007 au 30 avril 2008.

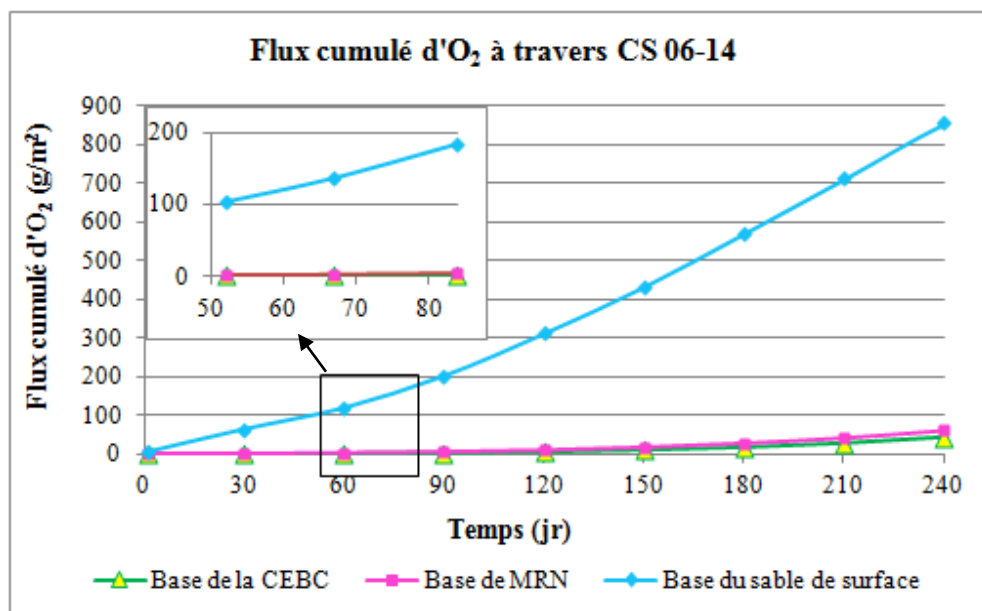


Figure 6.31 : Évolution des flux cumulé d'oxygène à travers la CEBC à la station CS 06-14 pour la simulation S13 du 1<sup>er</sup> mai 2007 au 30 avril 2008.

### 6.3.4.3 Effet d'une absence totale de recharge

Les simulations S14-1 et S14-2 étudient les scénarios d'une absence totale des recharges au cours de deux mois de l'été (juillet et août 2007) et de 3 mois de l'été 2007 (juin, juillet et août 2007), respectivement. On examine l'impact sur les profils d'oxygène et sur le flux cumulé d'oxygène à la base de la CEBC sur 240 jours de modélisation, et particulièrement après 52, 67 et 84 jours. La figure 6.32(a et b) montre les profils de concentrations d'oxygène à différentes périodes.

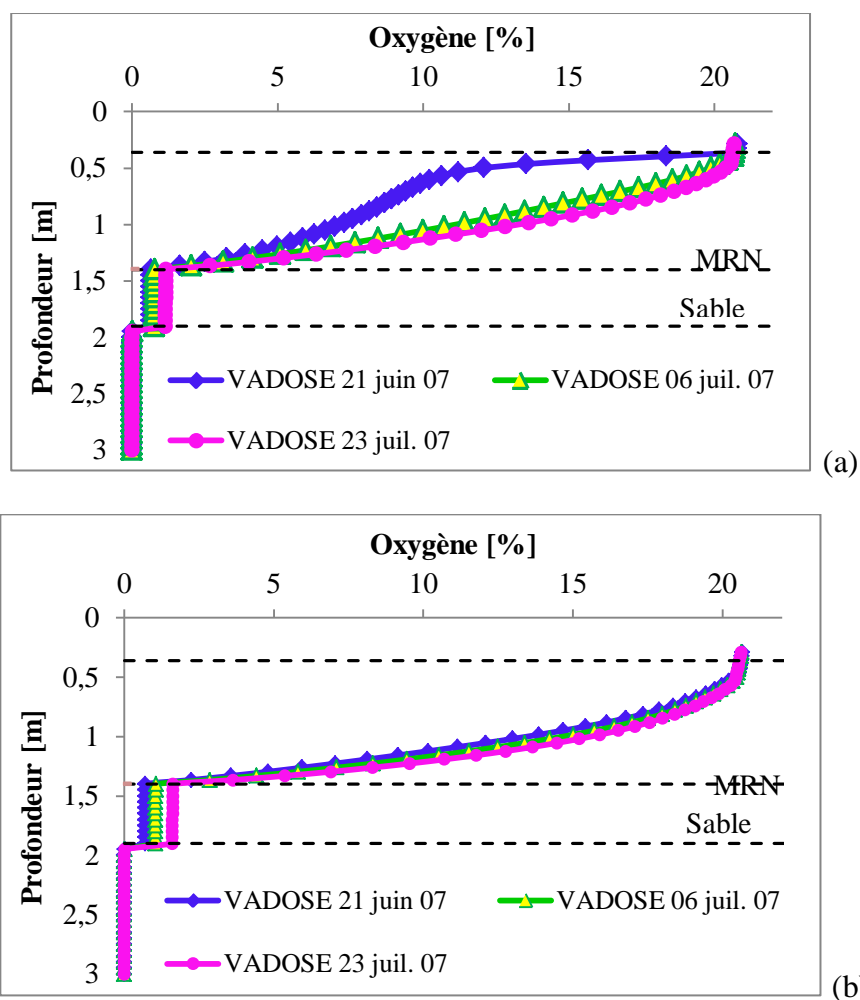


Figure 6.32 : Évolution des concentrations d'oxygène à travers la CEBC à la station CS 06-14 après 52, 67 et 84 jours de calcul pour la simulation (a) S14-1 avec une absence totale des recharges au cours de 3 mois de l'été (juin, juillet et août 2007) et (b) S14-2 avec une absence totale des recharges au cours de 2 mois de l'été (juillet et août 2007).

Le flux cumulé d'O<sub>2</sub> à la base de la CEBC au cours de 240 jours, sont comparés à la figure 6.33 pour les simulations S14-1 et S14-2. Cette figure montre aussi le flux calculé pour le scénario S13 tel que présenté à la figure 6.31. Similairement à la station CS 06-10, cette figure montre une augmentation des flux avec la durée de la période sans recharge. Après 240 jours, le flux annuel est à peu près de 53,1 g/m<sup>2</sup> pour S14-1, contre environ 68,80 g/m<sup>2</sup> pour S8-2 et 43,5 g/m<sup>2</sup>/an pour S13 (voir Figure 6.31). On peut donc déduire que même avec une absence totale de recharge au cours de 3 mois (juillet et août), la CEBC reste localement efficace entre le 1<sup>er</sup> mai et fin décembre 2007 puisque les flux cumulés annuels sont inférieurs au flux du design de 110 g/m<sup>2</sup>.

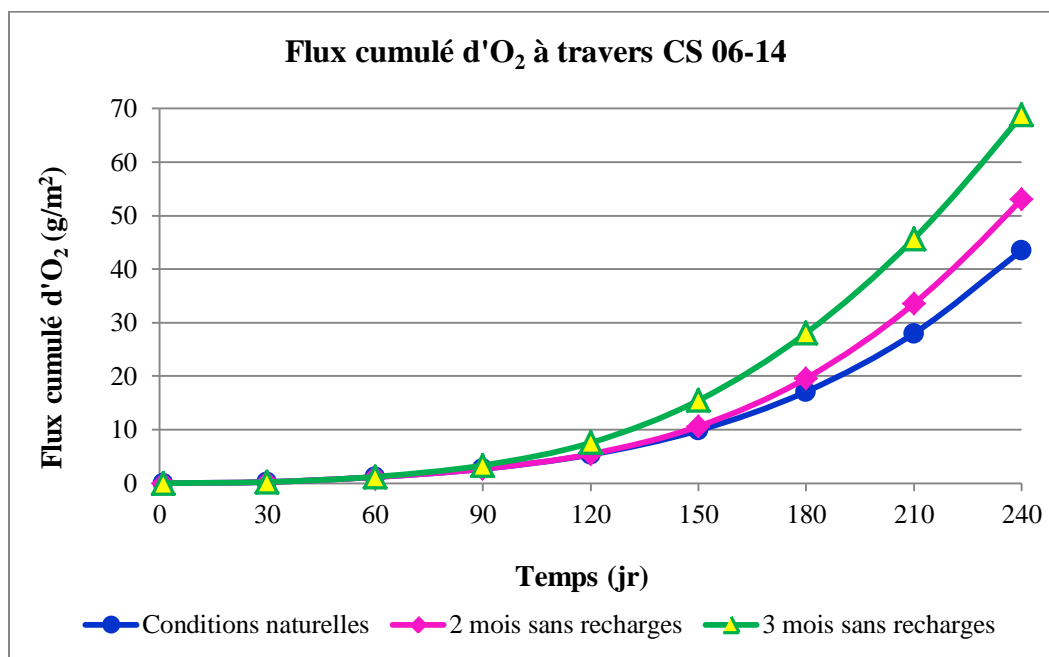


Figure 6.33 : Évolution du flux cumulé d'oxygène à la base de la CEBC à la station CS 06-10 pour les simulations S13, S14-1 (en cas d'une absence totale de recharges au cours de 2 mois; juillet et août 2007) et S14-2 (en cas d'une absence totale de recharges au cours de 3 mois; juin, juillet et août 2007).

La figure 6.34 compare les flux cumulés à la surface et à la base de la couche de rétention d'eau (MRN) ainsi qu'en dessous de la CEBC sur une année de modélisation pour le cas du scénario S14-2 (les résultats de S14-1 ne sont pas présentés ici mais ils montrent les mêmes tendances).



On peut constater que les flux cumulés à la base de la CEBC et au-dessus de la couche de bris capillaire (sable du bas) sont presque identiques sur toute l'année. L'hypothèse simplificatrice parfois adoptée de négliger l'influence de la couche de bris capillaire (e.g. Mbonimpa et al., 2003) est dans ce cas bien justifiée. Le flux annuel à la base de la CEBC est d'environ 68,8 g/m<sup>2</sup>/an pour le scénario S14-2, ce qui est élevé comparé au flux obtenu sans absence totale de recharge; environ 43,50 g/m<sup>2</sup>/an pour S13 (voir Figure 6.33). Une différence considérable s'observe entre les flux à la surface et à la base de la couche de rétention d'eau. Cela est dû à l'effet combiné de la réactivité des résidus MRN et du degré de saturation dans la couche MRN. Pour S14-2, le flux annuel à la surface de la couche de rétention d'eau est d'environ 1150 g/m<sup>2</sup>/an (voir Figure 6.34).

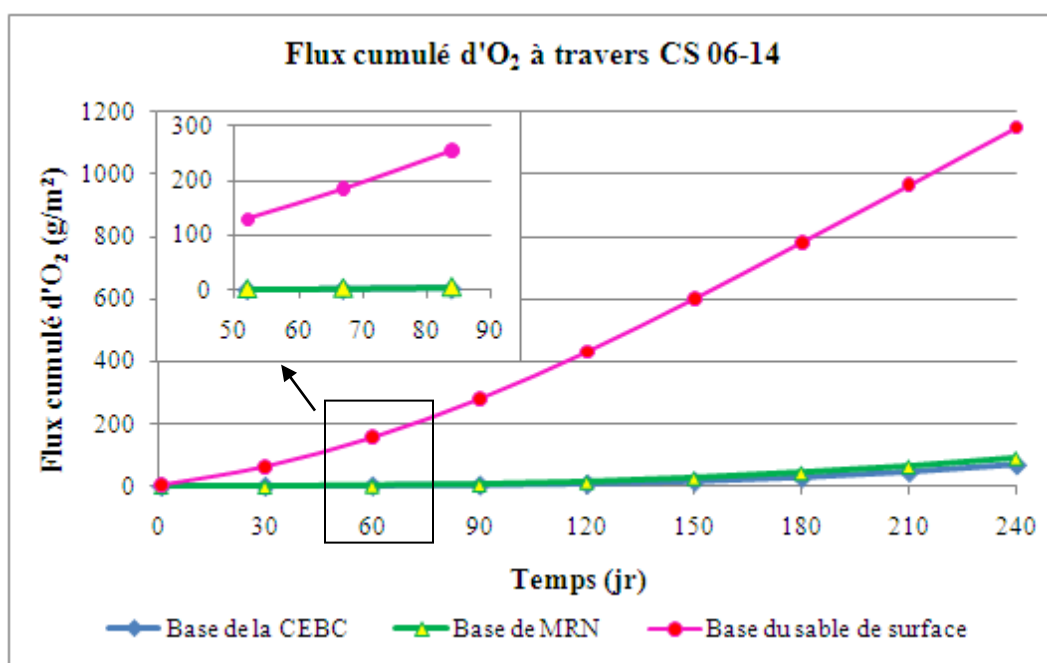


Figure 6.34 : Évolution des flux cumulés d'oxygène à travers la CEBC à la station CS 06-14 pour la simulation S14-2 du 1er mai 2007 à fin décembre 2007.

## 6.4 Discussion des résultats de modélisations

Parallèlement aux mesures directes du comportement hydrique et du transport d'oxygène à travers une couverture de type CEBC, les modélisations numériques (avec le code VADOSE/W) permettent d'estimer les écoulements d'eau et du gaz. Les simulations numériques dépendent avant tout des conditions initiales et frontières assignées au modèle conceptuel et des propriétés des matériaux qu'il faut déterminer au laboratoire ( $k_{sat}$ , CRE,  $K_r$ , etc.) et sur terrain (porosité, épaisseurs des couches, niveau piézométrique). Elles offrent la possibilité de varier les conditions frontières, la configuration de la CEBC et les propriétés des matériaux.

Pour les simulations réalisées dans cette étude, il faut reconnaître qu'une marge d'incertitude est toujours à considérer à cause de plusieurs facteurs tels que la variabilité des propriétés matériaux *in-situ* (non-uniformité) comme la taille des grains, la porosité des matériaux et leurs épaisseurs, la position initiale réelle de la nappe, la distribution initiale réelle de l'oxygène et l'effet d'hystérésis qui ne pouvaient pas être considérés (limite du logiciel).

Les résultats des flux cumulés à travers la CEBC pour la simulation S13 (station CS 06-14 où la couche MRN est avec  $K_r = 8/\text{an}$ ) donnés à la figure 6.31 ont confirmé l'hypothèse simplificatrice selon laquelle l'impact de la couche de bris capillaire est négligeable. Cette figure 6.31 montre en effet que le flux à la base de la CEBC est presque identique au flux à la base de la couche de rétention d'eau. Néanmoins, cette hypothèse n'est pas vérifiée pour la simulation S4 (station CS 06-10) tel qu'illustré à la figure 6.21. Dans cette simulation S4, la CEBC est considérée inerte. Afin de vérifier si cette observation est liée au fait que les matériaux de la CRE sont inertes, la simulation S4 de la station CS 06-10 a été reprise (S4-3) en assignant un taux de réactivité de  $K_r^* = 8/\text{an}$  aux résidus MRN de la couche de rétention d'eau, comme à la simulation S13 de la station CS 06-14. Les résultats de flux cumulés d'oxygène de ce scénario (S4-3) sont donnés dans les figures 6.35 et 6.36. La figure 6.35 donne le flux cumulé annuel à la base de la CEBC et il est ici de l'ordre de  $51,20 \text{ g/m}^2/\text{an}$  et nettement inférieur à ce qu'il était avec S4 ( $61,55 \text{ g/m}^2/\text{an}$ ). La figure 6.36 compare les flux cumulés à la surface et à la base de la couche de rétention d'eau (MRN) ainsi qu'en-dessous de la CEBC pour ce nouveau scénario. On observe que les flux

cumulés à la base de la CEBC et au-dessus de la couche de bris capillaire sont presque identiques sur toute l'année (entre mai et décembre). Le flux cumulé annuel à la base de la couche MRN est de  $79,15 \text{ g/m}^2$  et il est plus faible que le flux obtenu pour le scénario S4 qui est d'environ  $92,54 \text{ g/m}^2$ . Cette différence est attribuable uniquement au taux de la réactivité assigné aux matériaux fins de la CEBC.

Ces résultats montrent en définitive que l'impact de la couche de bris capillaire sur le flux ne peut être négligé que si la couche de rétention d'eau de la CEBC est réactive. Dans le cas d'une couche de rétention d'eau inerte, l'état stationnaire est atteint à long terme et le flux est constant sur toute l'épaisseur de cette couche. La différence entre le flux à la base de la couche de rétention d'eau et le flux à la base de la CEBC (ou de la couche de bris capillaire) pourrait aussi dépendre de la réactivité des résidus sous la CEBC. Cet impact n'a pas été étudié ici.

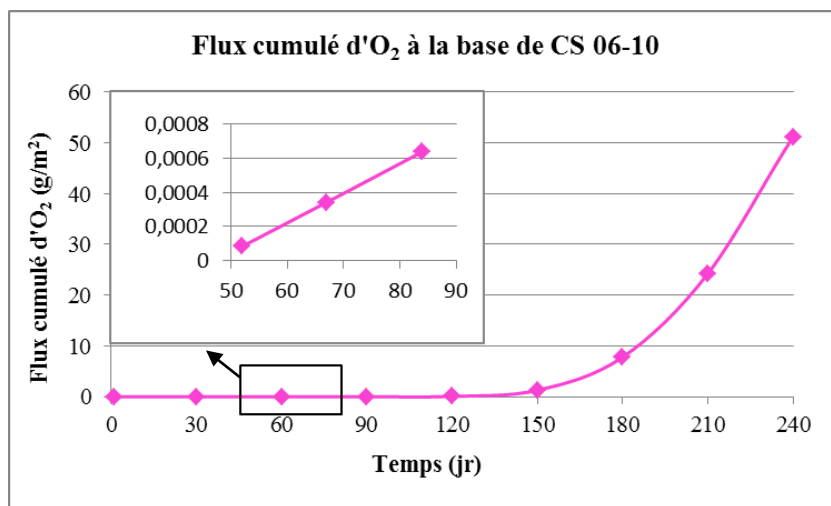


Figure 6.35 : Évolution des flux cumulé d'oxygène à la base de la CEBC à la station CS 06-10 pour la simulation S4-3 où  $K_r\_MRN=8/\text{an}$  du 1<sup>er</sup> mai à fin décembre 2007.

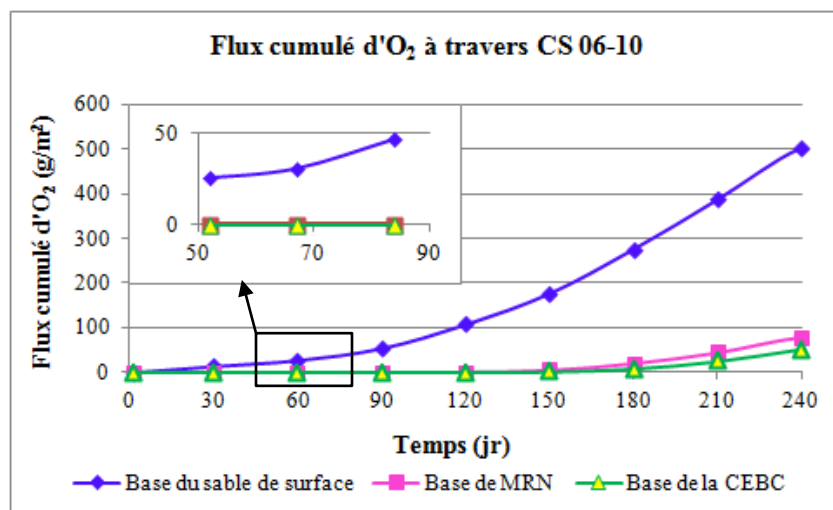


Figure 6.36 : Évolution des flux cumulé d'oxygène à travers la CEBC à la station CS 06-10 pour la simulation S4-3 où  $Kr\_MRN = 8/\text{an}$  du 1<sup>er</sup> mai 2007 à fin décembre 2007.

## **CHAPITRE 7 : CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS**

### **7.1 Conclusions**

L'objectif principal de ce travail était d'évaluer l'efficacité de la CEBC du site LTA à inhiber le flux d'oxygène et à limiter la génération de DMA. Ce projet visait particulièrement à suivre le comportement de ce système de recouvrement multi-couche en termes de migration de l'oxygène. Cette évaluation a été réalisée en déterminant les profils de concentration d'oxygène. Le gaz interstitiel a été échantillonné par pompage à partir de pointes dédiées (échantillonnage actif) installées de façon non destructive à différentes profondeurs. L'analyse du gaz interstitiel échantillonné a été réalisée sur le terrain à l'aide du système OXY-10 fonctionnant avec une sonde optique d'oxygène. Cette méthode d'échantillonnage et de mesure de la concentration d'oxygène a été préalablement validée au laboratoire.

Au bout de trois ans d'investigation, on peut constater que la procédure d'échantillonnage et de mesure directe d'oxygène sur le terrain est très pratique et efficace. Les résultats de cette investigation indiquent que les concentrations d'oxygène à la base de la CEBCC sont très faibles à nulles pour les deux stations du plateau CS 06-10 et CS 06-14. Pour les stations localisées sur les pentes, les concentrations d'oxygène sont généralement plus élevées que sur le plateau, notamment aux deux stations situées en haut de la pente (i.e. PS 96-1 et PS 06-13).

Les profils de concentration d'oxygène peuvent être utilisés pour une première estimation du flux d'oxygène (si les profils de teneur en eau volumiques sont aussi connus) par la méthode du gradient de concentration. Ces profils peuvent aussi être utilisés pour calibrer et valider un modèle numérique permettant d'évaluer plus en détail l'évolution du flux d'oxygène. Cela a été réalisé ici avec le code VADOSE/W (Geoslope), après une caractérisation de la réactivité de résidus miniers du site LTA au laboratoire.

Pour cette caractérisation, les résidus LTA potentiellement générateurs de DMA et les résidus MRN (non générateurs d'acide) utilisés pour la couche de rétention d'eau de la CEBC ont été échantillonnés pour des fins d'analyse au laboratoire. Les deux types de résidus ont été gardés dans des chaudières étanches et couverts avec une couverture aqueuse. La campagne d'essais réalisés comprenait des analyses granulométriques, des mesures de la densité relative des grains solides, des analyses chimiques et minéralogiques, des essais de diffusion et de consommation d'oxygène (DCO) dans des cellules à 2 réservoirs et quelques essais de consommation d'oxygène (CO) dans des cellules à réservoir unique. Ces essais ont été menés à différents degrés de saturation et les mesures ont été interprétées à l'aide du logiciel POLLUTE (Rowe et al., 1994) pour quantifier les coefficients de taux de consommation d'oxygène  $K_r$  (et aussi le coefficient de diffusion  $D_e$ ). D'une façon générale, les résultats ont permis de valider le modèle de prédiction proposé par Aachib et al. (2004) pour le coefficient de diffusion  $D_e$ . Les taux de réactivité  $K_r$  obtenus semblent dépendre du degré de saturation. Les valeurs  $K_r$  augmentent avec  $S_r$  et atteignent un plateau entre 40 et 60 % (avec des valeurs proches de celles estimées par le modèle de Collin 1987). Au-delà de ce plateau,  $K_r$  semble diminuer avec  $S_r$ .

Diverses modélisations numériques de la migration de l'oxygène dans deux stations sur le plateau (CS 06-10 et CS 06-14) du site LTA ayant fait objet du suivi des profils de concentration d'oxygène en 2007 ont été réalisées avec le code VADOSE/W, dans le but d'évaluer l'efficacité de ce recouvrement en termes de flux. Au cours de ces investigations numériques, les fonctions hydriques des matériaux de la CEBC et des résidus sous-jacents ont été obtenues des anciens travaux munis sur le site. Les essais DCO et CO réalisés dans cette étude ont fourni l'ordre de grandeur des coefficients du taux de réaction  $K_r$  des résidus utilisés. Les profils de teneur en eau volumiques et de concentration d'oxygène mesurés sont comparés à ceux calculés. Une variation la profondeur de la nappe phréatique et de la réactivité des matériaux a été réalisée. À partir des modèles conduisant à une bonne concordance entre les profils mesurés et calculés, les flux cumulés d'oxygène ont été calculés à différentes interfaces des couches de la CEBC, incluant la base la CEBC pour des conditions climatiques naturelles mesurées et pour des périodes sans recharge de 2 mois (juillet et août 2007) et de 3 mois (juin à août 2007). Sous des conditions atmosphériques naturelles de 2007 et pour des périodes sans recharge de 2 mois, les flux

cumulés sur une période de 240 jours (période sans gel durant une année) sont inférieurs au flux de design de la CEBC (environ  $110 \text{ g/m}^2/\text{an}$ ). Ce flux de design peut être légèrement dépassé localement sous les conditions d'absence de recharge d'une période de 3 mois.

## 7.2 Recommandations

Même si les travaux de mesure des concentrations d'oxygène interstitiel ont été réalisés avec succès, il faut mentionner que le capteur optique d'oxygène utilisé ne permettait pas une compensation suite aux variations de la température. La calibration des capteurs est faite à la température de l'air. Or, la température dans le sol décroît rapidement de la surface (en été), ce qui fait que l'air pompé peut être à une température inférieure à celle de l'atmosphère. Il n'a donc pas été possible de tenir compte de ce facteur pour évaluer l'erreur introduite sur les résultats. Pour plus de précision, un système de mesure avec compensation de la température serait idéal.

Des résultats peu représentatifs ont été obtenus pour les simulations des stations en pente avec un modèle 2-D en raison de l'incertitude sur plusieurs paramètres. En effet, le niveau piézométrique initial a été fixé à partir de trois points de mesure réalisés *in-situ*; deux sur le secteur plateau de la CEBC et le troisième pris à partir d'un piézomètre situé à environ 6 m du début de la pente. Cela conduit à des flux d'oxygène trop élevés. Pour faire suite à cette étude, un modèle plus précis devrait être développé afin de mieux représenter les conditions qui prévalent sur le secteur en pente du parc à résidus LTA. À cet égard, la position de la nappe phréatique au premier jour de simulation serait nécessaire et indiquée tout le long de la pente simulée et de la zone plateau associée. La connaissance de la structure exacte des digues sous la CEBC pourrait améliorer la représentativité des résultats.

Pour tous les recouvrements jouant le rôle de barrière à l'oxygène, il est recommandé d'installer des systèmes d'échantillonnages de gaz interstitiel actifs ou passifs au moment de la construction du recouvrement. Une installation ultérieure non-destructive est assez complexe, surtout lorsque du gravier est utilisé dans une des couches du recouvrement en raison de la possibilité de rencontrer des morceaux de roche lors de la mise en place des échantillonneurs. Le scellage de

l'espace vide laissé par le tube de guidage qui facilite l'installation des échantillonneurs (pointes dédiées) doit être fait avec précautions. Un nombre suffisant de stations devrait être installé pour pouvoir investiguer le comportement global de tout le site. L'installation de quelques senseurs d'oxygène pouvant mesurer les concentrations d'oxygène en continu permettrait d'étudier l'impact des conditions climatiques en comparaison des échantillonnages ponctuels du gaz interstitiel tel que réalisé dans cette étude.

Toutes les simulations réalisées dans cette étude débutaient le 1<sup>er</sup> mai 2007. Une des conditions initiales utilisées est que la concentration d'oxygène dans tous les modèles est nulle. Il serait intéressant d'étudier l'impact de diverses distributions initiales d'oxygène sur les profils de concentration d'oxygène et les flux pour des modélisations de différentes durées. Dans le cas où cet impact ne serait pas négligeable pour de longues périodes, comme les 240 jours considérés ici, il faudrait alors réaliser d'autres études pour voir comment définir la distribution initiale de la concentration d'oxygène. Un des problèmes du code VADOSE/W est que la diffusion n'est pas adéquatement représentée durant la période de gel. Le coefficient de diffusion effectif  $D_e$  est estimé à partir de la teneur en eau volumique totale et non de celle non-gelée. Il serait intéressant d'étudier la migration de l'oxygène dans les matériaux partiellement gelés pour développer un modèle de prédiction de  $D_e$  qui puisse être utilisé avec le modèle VADOSE/W pour prédire la migration de l'oxygène en hiver. Une fois ce modèle implanté dans le code VADOSE/W, il serait possible de réaliser des simulations sur 365 jours (par ex. de début mai à fin avril) et de comparer la condition initiale de concentration d'oxygène (généralement  $C = 0$  est adopté) à la distribution obtenue par calcul à la fin de l'hiver (avril). La distribution de l'année précédente pourrait servir de condition initiale pour des simulations de l'année suivante.

Enfin, les travaux réalisés par Gosselin (2007) et dans cette étude montre que le coefficient de taux de réaction  $K_r$  est influencé par le degré de saturation. Cet aspect n'est pas pris en compte par VADOSE/W. Le développement d'un modèle de prédiction  $K_r(S_r)$  serait essentiel. Pour les simulations en hiver, il faudra aussi étudier l'impact du gel sur la réactivité (bien que l'impact du gel sur  $D_e$  soit prioritaire).



## RÉFÉRENCES

AACHIB, M, MBONIMPA, M., AUBERTIN, M. (2004). Measurement and prediction of the oxygen diffusion coefficient in partly saturated media, with applications to soil covers. *Water, Air and Soil Pollution*, 156: 163-193.

AACHIB, M., AUBERTIN, M., MBONIMPA, M. (2002). Laboratory measurements and predictive equations for gas diffusion coefficient of unsaturated soils. 55th Canadian Geotechnical Conference and 3rd joint IAH-CNC and CGS Conference: Ground and Water: Theory to Practice, Niagara Falls, pp. 163-172. CD-ROM.

AACHIB, M. (1997). Étude en laboratoire de la performance des barrières de recouvrement constituées de rejets miniers pour limiter le DMA. Ph.D. thèse du département de génie minéral à l'École Polytechnique de Montréal.

AACHIB, M., AUBERTIN, M., CHAPUIS, R.P. (1993). Étude en laboratoire de la performance des barrières de recouvrement constituées de rejets miniers pour limiter le drainage minier acide—Un état de la question. Rapport EPM/RT-93/32. École Polytechnique de Montréal.

ADU-WUSU, C., YANFUL, E.K. (2006). Performance of engineered test covers on acid-generating waste rock at Whistle mine, Ontario. *Can. Geotech. J.* 43: 1-18 (2006).

ALKANGAS, L. LUNDBERG, A., ÖHLANDER, B. (2008). Pilotscale Studies of Different Covers on Unoxidised Sulphide-rich tailings, Northern Sweden: Oxygen Diffusion. *Mine Water and the Environment* 2008 - République tchèque. Manuel sur cédérom.

ALKANGAS, L., ÖHLANDER, B (2006). Pilot-scale Studies of Different Covers on Unoxidised Sulphide-rich Tailings in Northern Sweden: the Geochemistry of Leachate Waters. *Mine Water and the Environment* 25: 171–183

APITHY, S.A. (2003). Étude du comportement de couvertures à effets de barrière capillaire placées sur des haldes à stériles en climat semi-aride. Mémoire de Maîtrise, École Polytechnique de Montréal, Montréal, Québec, Canada.

ARYA, L.M., LEJI, F.J., VAN GENUCHTEN, M.T., SHOUSE, P.J. (1999). Scaling parameter to predict the soil water characteristic from particle-size distribution data. *Soil Science Society of America Journal*, 63:510-519.

ARYA, L.M., PARIS, J.F. (1981). A physicoempirical model to predict the soil moisture characteristic from particle-size distribution and bulk density data. *Soil Sc. Soc. Am. J.*, 1023-1030.

ASTM D5550 - 06 (2006). Standard Test Method for Specific Gravity of Soil Solids by Gas Pycnometer.

AUBERTIN, M., BUSSIÈRE, B., BENZAAZOUA, M., MBONIMPA, M., ZAGURY, G.J. (2010) 48 Months (Phase II) PROGRESS REPORT, Final Version (abridged). Industrial NSERC Polytechnique-UQAT Chair Environment and Mine Wastes Management/Chaire industrielle CRSNG Polytechnique-UQAT Environnement et gestion des rejets miniers.

AUBERTIN, M., MBONIMPA, M., BUSSIÈRE, B., CHAPUIS, R.P. (2003). A model to predict the water retention curve from basic geotechnical properties. *Revue canadienne de géotechnique*, 40: 1104–1122.

AUBERTIN, M., BUSSIÈRE, B., BERNIER, L., CHAPUIS, R., JULIEN, M., BELEM, T., SIMON, R., MBONIMPA, M., BENZAAZOUA, M., LI, L. (2002a) La gestion des rejets miniers dans un contexte de développement durable et de protection de l'environnement. Congrès Annuel de la Société Canadienne de Génie Civil, 5-8 juin 2002, Montréal, Québec. Article No.GE-045.

AUBERTIN, M., BUSSIÈRE, B., BERNIER, L. (2002b). Environnement et gestion des rejets miniers. Manuel sur CD-Rom, Presses Internationales Polytechnique.

Aubertin, M. and Mbonimpa, M. 2001. Diffusion of oxygen through a pulp and paper residue barrier: Discussion. Canadian Geotechnical Journal, 38: 658-660.

AUBERTIN, M., AACHIB M, AUTHIER, K. (2000). Evaluation of diffusive gas flux through covers with a GCL. Geotextiles and Geomebranes, 18 : 1-19.

AUBERTIN, M., BUSSIÈRE, B., JOANES, A.-M., MONZON, M., GAGNON, D., BARBERA, J.-M., BÉDARD, C., CHAPUIS, R.P., BERNIER, L. (1999a). « Projet sur les barrières sèches construites à partir de résidus miniers, Phase II : essais en place ». Rapport final soumis au ministère des Ressources naturelles, projet 1899. C.D.T., École Polytechnique de Montréal, Rapport MEND/NEDEM 2.22.2c.

AUBERTIN, M., AUTHIER, K., JOANES, A.-M., MONZON, M., AACHIB, M. (1999b). « Gas diffusion through a GCL ». Geosynthtics 99 Conference Proceedings, Boston (CD-Rom).

AUBERTIN, M., RICARD, J.F., CHAPUIS, R.P. (1998). A predictive model for the water retention curve: application to tailings from hard-rock mines, *Canadian Geotechnical Journal*, 35: 55-69 (with Erratum, 36: 401).

AUBERTIN, M., CHAPUIS, R.P., BOUCHENTOUF, A., BUSSIÈRE, B. (1997a). Unsaturated flow modeling of inclined layers for the analysis of covers. In *Proceedings of the 4th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD)*, Vancouver, B.C., 31 May – 6 June, Vol. 2, pp. 731–746.

AUBERTIN, M., AACHIB, M., MONZON, M., JOANES, A.M., BUSSIÈRE, B., CHAPUIS, R.P. (1997b). Étude de laboratoire sur l'efficacité des barrières de recouvrement construites à partir de résidus miniers. Rapport de recherche. Projet CDT 1899.3 (version préliminaire décembre 1997 – version finale mars 1999). Rapport NEDEM/MEND 2.22.2b, 110 pages.

AUBERTIN, M., BUSSIÈRE, M., CHAPUIS, R.D., BARBERA, J.M. (1996a). Construction of experimental cells with covers on acid producing tailings. *Proc. 49<sup>th</sup> Canadian Geotechnical Conference*, St-John's, pp. 655-662.

AUBERTIN, M., AACHIB, M., MONZON, M., CHAPUIS, R.P., BUSSIÈRE, B. (1996b). Le contrôle du drainage minier acide à l'aide de barrières de recouvrement. Colloque sur le programme de Neutralisation des eaux de drainage dans l'environnement minier. Rouyn-Noranda, Québec, 29 et 30 octobre, Volume 2, 131-156.

AUBERTIN, M., CHAPUIS, R.P. (1991). Considérations hydro-géotechniques pour l'entreposage des résidus miniers dans le nord-ouest du Québec. 2<sup>ème</sup> Conférence Internationale sur la Réduction des Eaux de Drainage Acides, 16 - 18 septembre 1991, Montréal, Québec, Canada, Tome III, pp. 1-22.

AUBERTIN, M., CHAPUIS, R.P. (1991). Critères de conception pour les ouvrages de retenue des résidus miniers dans la région de l'Abitibi. Comptes-Rendus de la 1re Conférence Canadienne de Géotechnique Environnementale : 113-127.

BATHE, K.-J. (1982). Finite element procedures in engineering analysis. Prentice-Hall.

BÉDARD, C. (2003). Étude en laboratoire sur les propriétés hydriques non saturées des sols sableux. Mémoire de Maîtrise, École Polytechnique de Montréal, Montréal, Québec, Canada.

BENNETT, J.W., COMARMOND, M.J., CLARK, N.R., CARRAS, J.N., DAY, S. (1999). Intrinsic oxidation rates of coal reject measured in the laboratory. Dans Proceedings of the Sudbury 1999 Mining and Environment II Conference, Sudbury, Ont., 13-17/202 Sep.1999. Vol 1. Edited by D.E. Golgsack, N. Belzile, P. Yearwood, and G. Hall. Laurentian University, Sudbury, Ontario, 9-17.

BENZAAZOUA, M., BUSSIÈRE, B., DEMERS, I., AUBERTIN, M., FRIED, E., BLIER, A. (2008). Integrated sulphidic mine tailings management using environmental desulphurization and cemented paste backfill. Mineral Engineering. Special edition Processing & Disposal of Mineral Industry Waste. Vol 21-4 : 330-340.

BLOWES, D.W., PTACEK, C.J., JAMBOR, J.L., WEISNER C.G. (2003) .The geochemistry of acid mine drainage. *In*: Environmental Geochemistry (ed B.S. Lollar) Treatise on Geochemistry (eds. H.D. Holland and K.K. Turekian), Vol 9. p. 149-204. Elsevier-Pergamon, Oxford.

BROOKS, R.H., COREY, A.T. (1964). Hydraulic properties of porous media: Hydrology Papers, Colorado State University, 24 p.

BUSSIÈRE, B., AUBERTIN, M., MBONIMPA, M., MOLSON, J.W., CHAPUIS, R.P. (2007). Field experimental cells to evaluate the hydrogeological behaviour of oxygen barriers made of silty materials. *Canadian Geotechnical Journal* 44(3): 245-265.

BUSSIÈRE, B., MAQSoud, A., AUBERTIN, M., MARTSCHUK, J., MCMULLEN, J., JULIEN, M. (2006). Performance of the oxygen limiting cover at the LTA site, Malartic, Québec. *CIM Bulletin* 1(6):1-11.

BUSSIÈRE, B., AUBERTIN, M., ZAGURY, G.J., POTVIN, R., BENZAAZOUA, M. (2005). Principaux défis et pistes de solution pour la restauration des aires d'entreposage de rejets miniers abandonnées. *Symposium 2005 sur l'environnement et les mines*, Rouyn-Noranda, Cédérom.

BUSSIÈRE, B., BENZAAZOUA, M., AUBERTIN, M., MBONIMPA, M. (2004). A laboratory study of covers made of low-sulphide tailings to prevent acid mine drainage. *Environmental Geology* 45(5): 609-622.

BUSSIÈRE, B., MAQSoud, A., AUBERTIN, M., MARTSCHUK, J., MCMULLEN, J., JULIEN, M. (2003a). Results from the monitoring program at the LTA site: hydraulic behavior of the cover. *Conférence et salon commercial de l'industrie minière - Montréal 2003*, 4-7 mai 2003. ICM/CIM. Comptes-Rendus sur CD-ROM.

BUSSIÈRE, B., APITHY, S. A., AUBERTIN, M., CHAPUIS, R.P. (2003b). Diversion capacity of sloping covers with capillary barrier effects. *56th Annual Canadian Geotechnical Conference and 4th Joint IAH-CNC and CGS Groundwater Specialty Conference*, Winnipeg, Manitoba, 29 September-1 October, 2003. Comptes-Rendus sur CD-ROM.

BUSSIÈRE, B., AUBERTIN, M., CHAPUIS, R.P. (2003c). The behavior of inclined covers used as oxygen barriers. *Canadian Geotechnical Journal*, 40(3): 512-535.

BUSSIÈRE, B., AUBERTIN, M., CHAPUIS, R.P. (2002a). A laboratory set up to evaluate the hydraulic behavior of inclined capillary barriers. *International Conference on Physical Modelling in Geotechnics*, St.Jonh's, Newfoundland, 10-12 July. Edited by R. Phillips, P.J. Guo, R Popescu, pp.391-396. Rotterdam : A. A. Balkema.

BUSSIÈRE, B., DAGENAIS, A.-M., MBONIMPA, M., and AUBERTIN, M. 2002. Modification of oxygen-consumption testing for the evaluation of oxygen barrier performance. In *Proceedings of the 55th Canadian Geotechnical Conference and 3rd joint International Association of Hydrogeologists - Canadian National Chapter Canadian Geotechnical Society (IAH-CNC/CGS) Conferences: Ground and Water: Theory to Practice*, Niagara Falls, pp. 139-149. CD-ROM.

BUSSIÈRE, B., AUBERTIN, M., CHAPUIS, R.P. (2001a). Unsaturated flow in layered cover systems: a comparison between numerical and field results. *Proceedings of the 54 th Canadian Geotechnical Conference*, Calgary, Alta, 16-19 September 2001, Edited by Mahmoud, R. van Everdingen, J. Carss. Vol. 3, pp. 1612-1619.

BUSSIÈRE, B., AUBERTIN, M., JULIEN, M. (2001b). Couvertures avec effets de barrières capillaires pour limiter le drainage minier acide: aspects théoriques et pratiques. *Vecteur environnement*, 34(3): 37-50.

BUSSIÈRE, B. (1999). Étude du Comportement Hydrique de Couvertures avec Effets de Barrières Capillaires inclinées à l'aide de modélisations physiques et numériques. Thèse, Polytechnique de Montréal.

BUSSIÈRE, B., BENZAAZOUA, M., AUBERTIN, M., LELIÈVRE, J., BOIS, D., SERVANT, S. (1998a). Valorisation des résidus miniers : une approche intégrée- Phase II. Rapport final soumis au Ministère des Ressources Naturelles du Québec.

BUSSIÈRE, B., AUBERTIN, M., MOREL-SEYTOUX, H.J., CHAPUIS, R.P. (1998b). A laboratory investigation of slope influence on the behavior of capillary barriers. Proceedings of the 51<sup>st</sup> Canadian Geotechnical Conference, 2:831-836.

BUSSIÈRE, B., AUBERTIN, M., AACHIB, M., CHAPUIS, R.P., CRESPO, R.J. (1995). Unsaturated flow modelling of covers for reactive tailings. CAMI'95. Proceedings of the Third Canadian Conference on Computer Applications in the Mineral Industry, Montréal, 853-862.

BUSSIÈRE, B., LELIÈVRE, J., OUELLET, J., BOIS, D. (1994). Valorisation des résidus miniers: une approche intégrée, Rapport final soumis au ministère des Ressources naturelles du Québec dans le cadre du volet Mines écologiques de l'Entente auxiliaire du développement minéral.

CABRAL, A., RACINE, I., BURNOTTE, F., LEFEBVRE, G. (2000). Diffusion of oxygen through a pulp and paper residue barrier. Canadian Geotechnical Journal, 37: 201–217.

CARLSON, E. (2002). Sulphide-rich tailings remediated by soil cover- Evaluation of cover efficiency and tailings geochemistry, Kristineberg, northern Sweden. PhD 2002:44, Department of Environmental engineering, Division of Applied Geology, Luleå University of Technology, Luleå, ISSN 1402-1544, ISRN LTU-DT--02/44--SE.

CATHLES, L.M., SCHLITT, W.J. (1980). A model of the dump leaching process that incorporates oxygen balance, heat balance, and two dimensional air convection. In Leaching and



recovering copper from as-mined materials. Proceeding. of the Las Vegas Symposium 26, Solutions Mining Committee, Society. of Mining Engineering Of AIME, 9-27.

CIFUENTES, E.G. (2006). Modélisation numérique des écoulements non-saturés dans des couvertures à effets de barrière capillaire inclinées. Rapport de projet de maîtrise (M.Eng.), Département des génies civil, géologique et des mines, École Polytechnique de Montréal, mars 2006.

CIFUENTES, E., AUBERTIN, M., CHAPUIS, R.P., MOLSON, J., BUSSIÈRE, B. (2006). Analyses of the water diversion length of inclined, layered soil covers. Sea to Sky Geotechnique 2006: Proceedings of 59th Canadian Geotechnical Conference and 7th Joint CGS/IAH Groundwater Specialty Conference, 1-4 October 2006, Vancouver, BC, Canada, pp. 1744-1749.

CISSOKHO, F. (2007). Études numériques des effets de la configuration des Couvertures à effets de barrières capillaires inclinées sur la diffusion de l'oxygène. Mémoire de maîtrise (M.Sc.A.), Département des génies civil, géologique et des mines, École Polytechnique de Montréal-Université de l'Abitibi-Témiscamingue.

COLLIN, M. (1998). The Bersbo Pilot Project. Numerical simulation of water and oxygen transport in the soil covers at mine waste deposits. Report 4763, Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm.

COLLIN, M., RASMUSON, A. (1990). Mathematical modeling of water and oxygen transport in layered soil covers for deposits of pyritic mine tailings. Acid Mine Drainage: Designing for closure. GAC-MAC Annual Meeting, May, 311-333.

COLLIN, M., RASMUSON, A. (1988). Gas diffusivity models for unsaturated porous media. *Soil Science America Journal*, 52: 1559-1565.

COLLIN, M. (1987). Mathematical modeling of water and oxygen transport in layered soil covers for deposits of pyritic mine tailings. *Licenciate Treatise*, Department of Chemical Engineering, Royal Institute of Technology, Stockholm, Sweden.

CURRIE, J.A. (1960a). Gaseous diffusion in porous media. Part 1-A non-steady state method. *British Journal of Applied Physics* 11,314-317.

CURRIE, J.A. (1960b). Gaseous diffusion in porous media. *Brit. J. Appl. Phys.* 11, 314-324.

CURRIE, J.A. (1961). Gaseous diffusion in porous media. Part 3-Wet granular materials. *British Journal of Applied Physics* 12,275-281.

DAGENAIS, A.-M. (2005). Techniques du contrôle du drainage minier acide basées sur les effets capillaires. Thèse de doctorat. École Polytechnique de Montréal, Université de Montréal. Montréal-UQAT, Canada.

DAGENAIS, A.-M., AUBERTIN, M., BUSSIÈRE, B., MARTIN, V. (2005). Large scale applications of covers with capillary barrier effects to control the production of acid mine drainage. *Post-Mining 2005*, November 16-17, Nancy, France.

DAGENAIS, A.-M., AUBERTIN, M., BUSSIÈRE, B., BERNIE, L., CYR, J. (2001). Monitoring at the Lorraine mine site: a follow up on the remediation plan. *National Association of Abandoned Mine Land Annual Conference*, CD-ROM.

DAVID, D.J., NICHOLSON, R.V. (1995). "Field measurements for determining rates of sulphide oxidation" Sudbury '95, Conference on Mining and the Environment, Sudbury, Ontario, 201-210.

DELLEUR, J.W. (1999). The Handbook of Groundwater Engineering. CRC Press, New York.

DE MARSILY, G. (1986). Quantitative Hydrogeology. , Academic Press, New York (1986).

DEMERS, I., BUSSIÈRE, B., BENZAAZOUA, M., MBONIMPA, M., BLIER, A. (2009). Preliminary optimisation of single-layer cover made of desulphurized tailings: Application to the Doyon mine tailings impoundment. Society for Mining, Metallurgy, and Exploration, SME Annual Transactions Volume 326: 21-33.

DEMERS, I. (2008). Performance d'une barrière à l'oxygène constituée de résidus miniers faiblement sulfureux pour contrôler la production de drainage minier acide. Thèse de Doctorat en sciences de l'environnement.

DHATT, G., TOUZOT, G. (1981). Une présentation de la méthode des éléments finis. Les Presses de l'Université Laval.

ELBERLING, B. (2005). Temperature and oxygen control on pyrite oxidation in frozen mine tailings. Cold Regions Science and Technology 41 (2005) 121-133.

ELBERLING, B., NICHOLSON, R.V. (1996). Field determination of sulphide oxydation rates in mine tailings. Water Resources Res. 32(6), 1773–1784.

ELBERLING, B., NICHOLSON, R.V., REARDON, E.J., TIBBLE, P. (1994). Evaluation of sulphide oxidation rates: a laboratory study comparing oxygen fluxes and rates of oxidation product release: Canadian Geotechnical Journal, 31: 375-383.

ELBERLING, B., NICHOLSON, R.V., DAVID, D.J. (1993). Field Evaluation of Sulphide Oxidation Rates. Nordic Hydrology, 24, 1993, 323-338.

EVANGELOU, V.P. (1995). Pyrite Oxidation and Its Control. CRC Press.

FALA, O. (2002). Étude des écoulements non saturés dans les haldes à stériles à l'aide de simulations numériques. Mémoire de maîtrise (M.Sc.A), Génie Minéral, Dépt. CGM, École Polytechnique de Montréal, 295 pages (& 245 pages en annexes sur CD).

FIRLOTTE, F.W. (1996). The engineering and construction of soil covers. MEND workshops: Dry Cover Technologies for Acid Mine Drainage, Sudbury, Ontario, 45 p.

FLEUREAU, J.-M., TAIBI, S. (1994). A new apparatus for the measurement of water-air permeabilities, First international congress on environmental geotechnics, July 10-15, Edmonton, Alberta, Canada.

FREDLUND, D.G., XING, A. (1994). Equations for the soil-water characteristic curve. Canadian Geotechnical Journal, 31: 521-532.

FREDLUND, D.G., XING, A., HUANG, S. (1994). Predicting the permeability function for unsaturated soils using the soil-water characteristic curve. Canadian Geotechnical Journal, 31: 533-546.

FREDLUNG, D.G., RAHADJO, H. (1993). Soil mechanics for unsaturated soils. John Wiley & Sons. New-York.

GARIEPY, I. (2004). Essais de diffusion et de consommation d'oxygène – Résidus miniers de la mine Louvicourt, (Rapport interne non publié), École Polytechnique de Montréal.

GEO-SLOPE Int. (2007). VADOSE/W User's Manual, Version 1.10. Copyright 1991-2007. GEO-SLOPE Ltd. Calgary, Alberta, Canada.

GEO-SLOPE Int. (2005). VADOSE/W User's Manual, Version 1.10. Copyright 1991-2005. GEO-SLOPE Ltd. Calgary, Alberta, Canada

GOLDER ASSOCIÉS (1999). Suivi du comportement du recouvrement multicouche, Les Terrains Aurifères. Rapport NEDEM.

GOLDER ASSOCIÉS (1996). Construction and instrumentation of a composite cover made of tailings at Les Terrains Aurifères, Québec, Canada. MEND Report 2.22.4a, February 1996, CANMET, Ont.

GOSSELIN (2007). Étude de l'influence des caractéristiques hydrogéochimiques des résidus miniers réactifs sur la diffusion et la consommation de l'oxygène. Mémoire de maîtrise (M.Sc.A.), Département des génies civil, géologique et des mines, École Polytechnique de Montréal.

GOSSELIN, M. AUBERTIN, M., MBONIMPA, M. (2007a). Évaluation de l'effet du degré de saturation sur la diffusion et la consommation d'oxygène dans des résidus miniers sulfureux. 8th

Joint IAH-CNC and CGS Groundwater Specialty Conference and 60th Canadian Geotechnical Conference, Ottawa, Ontario, Canada, 21-24 October 2007. Comptes-Rendus sur CD-ROM.

GOSSELIN, M., MBONIMPA, M., AUBERTIN, M., MARTIN, V. (2007b). An investigation of the effect of the degree of saturation on the oxygen reaction rate coefficient of sulphidic tailings. ERTEP 2007 - First International Conference on Environmental Research, Technology and Policy Building Tools and Capacity for Sustainable Production. July 17 - 19, 2007, La Palm Royal Beach Hotel, Accra, Ghana. Comptes-Rendus sur CD-ROM.

GOSSELIN, M. (2005). Modèles de consommation d'oxygène par des résidus miniers. Rapport non publié, Cours GML6003 (Séminaire de géomatériaux). École Polytechnique de Montréal.

GOSSELIN, M. (2004). Essai de diffusion et de consommation d'oxygène dans des couches de matériau non saturé. Rapport non publié, Projet de fin d'études, cours GLQ5901. École Polytechnique de Montréal.

GRANT, C.D., GROENEVELT, P.H. (1993). Air Permeability. In: Carter, M.L. (Ed.), Soil Sampling and Methods of Soil Analysis. Canadian Society for Soil Science. Lewis Publ, pp. 645-676.

HAINES, W. B. (1930). Studies in the physical proprieties of soil : V. The hysteresis effect in capillary proprieties, and the modes of moisture distribution associated therewith. Journal of Agricultural Science, 20 : 97-116.

HAMDI, J. (2009). Mesure des concentrations d'oxygène interstitiel dans les milieux poreux en rapport avec la prévention du DMA. Rapport non publié, Cours GML6003 (Séminaire de géomatériaux). Université de Québec en Abitibi-Témiscamingue.

HAVERKAMP, R., PARLANGE, J.-Y. (1986). Predicting the water retention curve from particle size distribution: 1. Sandy soils without organic matter. *Soil Science*, 142: 325-339.

HECHT, H., KOLLING, M. (2002). Investigation of pyrite-weathering process in the vadose zone using optical oxygen sensors. *Environmental Geology* 42:800-809.

HERS, I., ZAPF-GILJE, R., LI, L., ATWATER, J. (2000). Measurement of in situ gas-phase diffusion coefficients. *Environmental Technology*, 21:631-640.

HILLEL, D. (1998). *Environmental Soil Physics*. Academic Press, San Diego.

HILLEL, D. (1980). *Fundamentals of Soil Physics*. Academic Press, New York.

HOLLINGS, P., HENDRY, M.J., NICHOLSON, R.V., KIRKLAND, R.A. (2001). Quantification of oxygen consumption and sulphate release rates for waste rock piles using kinetic cells: Cluff Lake uranium mine, northern Saskatchewan, Canada. *Applied Geochemistry*, 16: 1215–1230.

HOLST, G. KUHL, M., KLIMANT, I. (1995). A novel measuring system for oxygen micro-optodes based on a phase modulation technique. *Proceeding SPIE*, 2508-45: 387-398.

HUMBER, A.J. (1995). Separation of sulphide minerals from mill tailings. *Proceedings of Sudbury'95, Conference on Mining and the Environment*, Ed. Hynes T.P. & Blanchette M.C., Sudbury, Ontario, Vo.1: 149-158.

IWATA, S., TABUCHI, T., WARKENTIN, B.P. (1988). Soil-water interaction, mechanisms and applications. Marcel Dekker, New York.

JELICK, G.J., SCHNABEL, R.R. (1986). Evaluation of a field method for determining the gas diffusion coefficient in soils. Soil Science Society of America Journal, 50:18-23.

JIN, Y., JURY, W.A. (1996). Characterising the dependence of gas diffusion coefficient on soil properties. Soil Science Society of America Journal, 60: 66-71.

KIM, H., BENSON, C.H., (2004). Contribution of advective and diffusive oxygen transport through multilayer composite caps over mine waste. Journal of Contaminant Hydrology, 71: 193-218.

KLEINMANN, R.L.P., CREAR, D.A., PACELLI, R.R. (1981). Biogeochemistry of Acid Mine Drainage and a Method to Control Acid Formation. Mining Engineering, pp. 300-304.

KOVÁCS, G. (1981). Seepage Hydraulics. Elsevier Scientific Publishing Company. Amsterdam, Oxford, New York.

LAI, S.-H., TIEDIE, J.M., ERIKSON, A.E. (1976) In situ measurements of gas diffusion coefficient in soil. SoilSci. Soc.Am. Proc. 40, 3-6.

LEFEBVRE, R. (1994). Caractérisation et modélisation numérique du drainage minier acide dans les haldes de stériles. Thèse de doctorat, Université Laval, Canada.



LEJI, F.J., RUSSEL, W.B., LESCH, S.M. (1997). Closed-form expressions for water retention and conductivity data. *Ground Water*, 35: 848-858.

LI, M., CATALAN, L., ST-GERMAIN, P. (2000). "Rates of oxygen consumption by sulphidic tailings under shallow water covers - Field measurements and modelling." 5th ICARD, Denver, USA, 913-920.

LI, M., AUBÉ, B., ST-ARNAUD, L. (1997). Consideration in the use of shallow water covers for decommissioning reactive tailings. In *Proceedings of 4th International Conference on Acid Rock Drainage*. Vancouver, Canada, B. C., Vol. I, pp. 117-130.

LOONEY, B.B., FALTA, R.W. (2000). *Vadose zone. Science and technology solution*. Vol. I & II, Battelle- Press, Columbus, OH.

LOWSON, R.T. (1982). Aqueous oxidation of pyrite by molecular oxygen. *Chemical Reviews*, 82(5): 461-497.

LUNDGREN, T. (2001). The dynamics of oxygen transport into soil covered mining waste deposits in Sweden. *Journal of Geochemical Exploration*, 74: 163-173.

MACKAY, P.L., YANFUL, E.K., ROWE, R.K. (1997). Diffusion coefficients of oxygen through unsaturated soils. Preprint. 50th Canadian Geotechnical Conference. Ottawa 2, 649-656.

MAQSoud, A., BUSSIÈRE, B., MBONIMPA, M., AUBERTIN, M., ZHAN, J. (2009). Transient hydrogeological behaviour of the LTA cover with capillary barrier effects. *GeoHalifax'09*, 62th Canadian Geotechnical and 10th Joint IAH-CNC and CGS Groundwater Specialty Conferences, 20-24 September 2009, Halifax, Nova Scotia, pp. 851-858.

MAQSOU, A., BUSSIÈRE, B., MBONIMPA, M., AUBERTIN, M., WILSON, W.G. (2007). Instrumentation and monitoring of covers used to control Acid Mine drainage. Proceeding of the Mining Industry Conference, CIM, Montreal CD-rom.

MAQSOU, A., AUBERTIN, M., BUSSIÈRE, B., MBONIMPA, M. (2006a). Modification of the predictive MK model to integrate hysteresis of the water retention curve. Unsaturated Soils 2006 : Proceedings of the fourth International Conference on Unsaturated Soils, April 2-6, 2006, Carefree, Arizona, G.A. Miller, C.E. Zapata, S.L. Houston, D.G. Fredlund (eds.). ASCE Geotechnical Special Publication, No. 147, pp. 2465-2476.

MAQSOU, A., BUSSIÈRE, B., MBONIMPA, M. (2006b). New instrumentation plan for the LTA CCBE-Phase I. Rapport final, Chaire URSTM.

MAQSOU, A., BUSSIÈRE, B., MBONIMPA, M., CISSOKHO, F., AUBERTIN, M. (2005). Suction break to control slope-induced desaturation in covers used as gas barrier. 6th Joint IAH-CNC and CGS Groundwater Specialty Conference, 58th Canadian Geotechnical Conference, Saskatoon, Saskatchewan, Canada, 18-21 September 2005. Comptes-Rendus sur CD-ROM.

MAQSOU, A., BUSSIÈRE, B., MBONIMPA, M., AUBERTIN, M. (2004). Hysteresis effects on the water retention curve: A comparison between laboratory results and predictive models. 5th Joint IAH-CNC and CGS Groundwater Specialty Conference, 57th Canadian Geotechnical Conference, Quebec, Quebec, Canada, 23-27 October 2004. Session 3A, H21.175, pp. 8-15. CD-ROM.

MAQSOU, A., BUSSIÈRE, B., MBONIMPA, M. (2003). Évaluation de la Performance de la CEBC du site LTA, Rapport partiel, Chaire URSTM.

MAQSOU, A., BUSSIÈRE, B., AUBERTIN, M. (2002). L'hystérésis des sols non saturés utilisés dans les recouvrements avec effet de barrières capillaires. Proc. of the 55th. Canadian Geotechnical Conference - 3<sup>rd</sup> Joint IAH-CNC/CGS : Ground and Water , Theory to practice, Niagara Falls, Ontario, Canada, 181-188.

MARSHALL, T.J. (1959). The diffusion of gas in porous media. Journal of Soil Science, 10: 79-82.

MARTIN, V., AUBERTIN, A., BUSSIÈRE, B., MBONIMPA, M., DAGENAIS, A-M., GOSSELIN, M. (2006). Measurement of oxygen consumption and diffusion in exposed and covered reactive mine tailings. International Conference on Acid Rock Drainage, March 26-30, 2006, St. Louis MO.

MBONIMPA, M., AUBERTIN, M., BUSSIÈRE, B. (2011). Oxygen consumption test to evaluate the diffusive flux into reactive tailings: interpretation and numerical assessment. Canadian Geotechnical J. 48:878-890.

MBONIMPA, M., AWOH, A.S., BEAUD, V., BUSSIÈRE, B., LECLERC, J. (2008a). Spatial water quality distribution in the water cover used to limit acid mine drainage generation at the Don Rouyn site (QC, Canada). Proceedings of 61th Canadian Geotechnical Conference and the 9th Joint CGS/IAH-CNC Groundwater Conference, 21-24 September 2008, Edmonton, pp. 855-862

MBONIMPA, M., HAMDI, J., MAQSOU, A., BUSSIÈRE, B., AUBERTIN, M. (2008b). Oxygen monitoring in a cover with capillary barrier effects. Proceedings of 61th Canadian Geotechnical Conference and the 9<sup>th</sup> Joint CGS/IAH-CNC Groundwater Conference, 21-24 September 2008, Edmonton, pp831-838.

MBONIMPA, M., CISSOKHO, F., BUSSIÈRE, B., MAQSoud, A., AUBERTIN, M. (2008c). A numerical study of oxygen flux through inclined covers with capillary barrier effects. Proceedings of 61th Canadian Geotechnical Conference and the 9th Joint CGS/IAH-CNC Groundwater Conference, 21-24 September 2008, Edmonton, pp.839-846.

MBONIMPA, M., AUBERTIN, M., BUSSIÈRE, B., MAQSoud, A. (2006). A predictive function for the water retention curve of compressible soils. Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, ASCE, 132(9): 1121-1132.

MBONIMPA, M., BÉDARD, C., AUBERTIN, M., BUSSIÈRE, B. (2004). Application of the MK model to predict the unsaturated hydraulic conductivity. 5th Joint IAH-CNC and CGS Groundwater Specialty Conference, 57th Canadian Geotechnical Conference, Quebec, Quebec, Canada, 23-27 October 2004. Comptes-Rendus sur CD-ROM.

MBONIMPA, M., AUBERTIN, M., AACHIB, M., BUSSIÈRE, B. (2003). Diffusion and consumption of oxygen in unsaturated cover materials. Canadian Géotechnique Journal. 40, 916–932.

MBONIMPA, M., AUBERTIN, M. (2003). Mouvement des gaz en milieu poreux partiellement saturés. Rapport Technique EPM-RT-2003-04, École Polytechnique de Montréal, Montréal, Québec, Canada..

MBONIMPA, M., AUBERTIN, M., AACHIB, M., BUSSIÈRE, B. (2002a). Oxygen diffusion and consumption in unsaturated cover materials. Rapport Technique EPM-RT-2002-04, École Polytechnique de Montréal.

MBONIMPA, M., AUBERTIN, M., DAGENAIS, A.-M., BUSSIÈRE, B., JULIEN, M., KISSIOVA, M. (2002b). Interpretation of field tests to determine the oxygen diffusion and reaction rate coefficients of tailings and soil covers. Proc. 55th Can. Geotech. Conf. – 3rd Joint IAH – CNC– Can. Geotech. Society Conf.: Ground and Water: Theory to Practice, Niagara Falls, pp. 147-154. CD-ROM.

MBONIMPA, M., AUBERTIN, M., CHAPUIS, R.P., BUSSIERE, B. (2000a). Développement de fonctions hydriques utilisant les propriétés géotechniques de base. Comptes Rendus de la 1ère Conf. Conjointe AIH-CNC et SCG sur l'Eau Souterraine, Montréal, Octobre 2000. pp. 343-350.

MBONIMPA, M., AUBERTIN, M., BUSSIÈRE, B., JULIEN, M. (2000b). Procédures et interprétation des essais de diffusion et de consommation d'oxygène en laboratoire et in situ. Colloque sur la recherche des méthodes innovatrices pour le contrôle du drainage minier acide, NEDEM 2000, 3-5 octobre 2000, Sherbrooke, Québec. pp. 617-620.

MCMULLEN, J., FIRLOTTE, R., KNAPP, R., AUBERTIN, M. (1997). Les Terrains Aurifères property site closure and rehabilitation - conceptual to construction. Proceedings of the 29th Annual Meeting of the Canadian Mineral Processors, Ottawa, 274-292.

MEND (2001). Mine environment neutral drainage (MEND) manual, Vol. 4. Prevention and Control, MEND 5.4.2d, Canada Centre for Mineral and Energy Technology (CANMET), Canada.

MERKUS, H. G. (2009). Particle Size Measurements: Fundamentals, Practice, Quality. Springer, The Netherlands.

MERMILLOD-BLONDIN, R. (2005). "Influence des propriétés superficielles de la pyrite sur la rétention de molécules organiques soufrées: Application à la désulfuration des résidus miniers," Institut National Polytechnique de Lorraine, Université de Montréal.

MERMILLOD-BLONDIN, R., MBONIMPA, M., BENZAAZOUA, M., BUSSIÈRE, B., AUBERTIN, M., KONGOLO, M., DE DONATO, P. (2005). La désulfuration environnementale pour une gestion intégrée des résidus générateurs de DMA. Proceedings Symposium sur l'Environnement et les mines, Rouyn-Noranda, 14-16 mai 2005, 30p. CIM.

MIHELICIC, J.R. (1998). Fundamentals of Environmental Engineering. John Wiley & Sons, Inc., New York.

MILLINGTON, R.J., SHEARER, R.C. (1971). Diffusion in aggregated porous media. Soil Science, 57: 1200-1207.

MILLS, A.L. (1999). The role of bacteria in environmental geochemistry. Geochemistry of acid mine waters, Reviews in Economic Geology, 6A: 125-131.

MOREL-SEYTOUX, H.J. (1992). L'effet de barrière capillaire à l'interface de deux couches de sol aux propriétés fort contrastées. Hydrol.continent. 7 : 117-128.

MORRIS, C.E., STORMONT, J.C. (1997). Capillary barriers and subtile covers: estimating equivalency. Journal of Environmental Engineering, 123: 3-10.

NICHOLSON, R.V., GILLHAM, R.W., CHERRY, J.A., REARDON, E.J. (1989a). Reduction of acid generation in mine tailings through the use of moisture-retaining layers as oxygen barriers. Canadian Geotechnical Journal, 26: 1-8.

NICHOLSON, R.V., GILLHAM, R.W., CHERRY, J.A., REARDON, E.J. (1989b). Pyrite oxidation in carbonate-buffered solution: 1. Experimental kinetics. *Geochemica et Cosmochimica Acta*, 52: 1077-1085.

NORDSTROM, D.K., ALPERS, C.N. (1999). Geochemistry of acid mine water. *Geochemistry of acid mine waters. Reviews in Economic Geology*, 6A: 133-160.

PAKTUNC, A.D. (1999). Characterization of mine wastes for prediction of acid mine drainage. In: *Environmental Impacts of Mining Activities: Emphasis on Mitigation and Remedial Measures* (Ed. J.M. Azcue). Springer-Verlag Environmental Science Series; Chapter 3, pp. 19-40.

PANICONI, C., ALDAMA, A.A., WOOD, E.F. (1991). Numerical Evaluation of iterative and noniterative methods for the solution of the nonlinear Richards Equation. *Water Resources Research*, 27:1147-1163.

PANTHELIS, G., RITCHIE, A.I.M. (1991). Macroscopic transport mechanisms as rate-limiting factor in dump leaching of pyritic ores. *Applied Mathematical Modeling*, 15: 136-143.

PENMAN, H.L. (1940). Gas and vapor movements in the soil : II. The diffusion of carbon dioxide through porous solids. *J. Agric. Sci.* 30:570-581.

PRITCHARD, T., CURRIE, J.A. (1982). Diffusion coefficients of carbon dioxide, nitrous oxide, ethylene and ethane in air and their measurement. *Journal of Soil Science* 33, 175-184.

RASMUSSEN, A., ERIKSON, J.C. (1986). Capillary barriers in covers for mine tailings dumps. Report 3307. The National Swedish Environmental Protection Board.

REARDON, E.J., MODDLE, P.M. (1985). Gas diffusion coefficient measurements on uranium mill tailings: implications to cover layer design. *Uranium*, 2:111-131.

REIBLE, D.D., SHAIR, F.H. (1982). A technique for the measurement of gaseous diffusion in porous media. *Journal of Soil Science* 33, 165-174.

RENAULT, P., STENGEL, P. (1994). Modeling oxygen diffusion in aggregated soils. *Soil Science Society of America Journal* 58, 1017-1023.

RENKEN, R.A., CUNNINGHAM, K.J., ZYGNERSKI, M.R., WACKER, M.A. SHAPIRO, A.M., HARVEY, R.W., METGE, D.W., OSBORN, C.L., RYAN, J.N. (2005). Assessing the vulnerability of a municipal well field to contamination in a karst aquifer. *Environmental & Engineering Geoscience* 11, no. 4: 319-331.

RICARD, J.-F., AUBERTIN, M., PELLETIER, P., POIRIER, P. (1999). Performance of a dry cover made of tailings for the closure of Les Terrains Aurifères site, Malartic, Québec, Canada. In *Proceedings of the Sudbury'99 Conference, Mining and the Environment II*. Sudbury, Ont., 13-17 September. Edited by D. Goldsack, N. Belzile, P. Yearwood, and G. Hall. Vol. 1, pp. 155-164

RICARD, J.F., AUBERTIN, M., GARAND, P. (1997a). Performance d'un recouvrement multicouche au site Barrick-Bousquet de Les Terrains Aurifères, Malartic, Québec, Canada. *Proceedings, 20th Symposium on Wastewater, 9th workshop on drinking water, and 13th Eastern Canadian Conference on water quality (CAWQ)*. Collection Environnement de l'Université de Montréal. Edited by C.E. Delisle and M.A. Bouchard, 10, p. 291-305



RICARD, J.F., AUBERTIN, M., FIRLOTTE, F.W., KNAPP, R., MCMULLEN, J. (1997b) Design and construction of a dry cover made of tailings for the closure of Les Terrains Aurifères site, Malartic, Québec, Canada. 4th International Conference on Acid Rock Drainage, Vancouver, 4 : 1515-1530.

RICARD, J.F., AUBERTIN, M., GARAND, P., MCMULLEN, J. (1997c) Field performance of a dry cover made of tailings for the closure of Barrick-Bousquet «Les Terrains Aurifères site», Malartic, Québec, Canada. 50th Canadian Geotechnical Conference, 1: 185-192.

RICHARDS, L.A. (1931). Capillary conduction of liquids through porous medium. J. Physics. 1:318-333.

RIETVELD, H.M. (1969). A profile refinement method for nuclear and magnetic structures. Journal of Applied Crystallography, 2: 65-71

RIMSTIDT, J.D., VAUGHAN, D.J. (2003). Pyrite oxidation: A state-of-the-art assessment of the reaction mechanism. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 67: 873-880.

RITCHIE, A.I.M. (1994). Sulfide oxidation mechanisms: controls and rates of oxygen transport (Chapter 8). In: Jambor, J.L., Blowes, D.W. (Eds.), *Short Course Handbook on Environmental Geochemistry of Sulfide Mine Wastes*. Mineralogical Association of Canada, Waterloo, Ontario

RITCEY, G.M. (1989). *Tailings Management - Problems and Solutions in the Mining Industry*.

RODECK, S.A., DEVANTIER, B.A., DAS, B.M. (1994). Air-permeability measurement for soil at low and high pressure. *Journal of Environmental Engineering ASCE*, 120 (5): 1337-1343.

ROLSTON, D.E., GLAUZ, R.D., GRUNDMANN, G.L., LOUIE, D.T. (1991). Evaluation of an in situ method for measurement of gas diffusivity in surface soils. *Soil Science Society of America Journal*, 55: 1536-1542.

ROLSTON, D.E. (1986). Gas diffusivity in *Methods of soil analysis, part I. Physical and Mineralogical Methods*, 2nd ed. Edited by A. Klute. Agronomy Monograph No 9, American Society of Agronomy, Soil Science Society of America, Madison Wis.: 1089-1102.

ROSS, B. (1990). The diversion capacity of capillary barriers. *Water Resources Research*. 28(10): 2625-2629.

ROWE, R.K., BOOKER, J.R., FRASER, M.J. (1994). *Pollute V6 and Pollute-Gui User's Guide*. GAEA Environnemental Engineering Ltd, London, 305p.

ROWE, R.K., BOOKER, J.R. (1985). "1-D pollutant migration in soils of finite depth". *Journal of Geotechnical Engineering-Asce*, 111(4), 479-499.

SALLAM, A., JURY, W.A., LETEY, J. (1984). Measurement of gas diffusion coefficient under relatively low air filled porosity. *Soil Science Society of America Journal*, 48: 3-6.

SHACKELFORD, C.D. (1991). Laboratory diffusion testing for waste disposal. A review . *Journal of Contaminant Hydrology*, 7: 117-120.

SCHARER, J.M., ANNABLE, W.K. NICHOLSON, R.V. (1993). *WATAIL 1.0 User's Manual*. Institute for Groundwater Research, University of Waterloo, Canada.

SCHNABEL, R.R. (1986). Nitrate concentrations in a small stream as affected by chemical and hydrologic interactions in the riparian zone. p. 263-282. In D.L. Correll (ed) Watershed research perspectives. Smithsonian Inst., Washington, DC.

SEGERLIND, L.J. (1984). Applied Finite Element Analysis. John Wiley and Sons.

SENES CONSULTANTS Ltd. (1995). A Review of AMD Control Strategies for Les Terrains Aurifères, Malartic, Québec. Report no. 31638.

SRK (STEFFEN, ROBERTSON, KIRSTEN) (1991). Guide technique préliminaire sur le drainage rocheux acide. (une traduction de "Draft Acid Rock Drainage Technical Guide", 1989, BCAMD Task Force). Vol. I et II, Centre de Recherches Minérales, Québec.

SRK (STEFFEN, ROBERTSON, KIRSTEN), in association with Norecol Environmental Consultants and Gormely Process Engineering (1989). Report 66602/1, Draft Rock Acid Drainage Technical Guide. BC AMD Task Force, Vol. 1.

STERN, V. O., VOLMER, M. (1919). On the quenching-time of fluorescence. Physik. Zeitschr. 20:183-188.

TIBBLE, P.A., NICHOLSON, R.V. (1997). Oxygen consumption on sulphide tailings and covers: measured rates and applications. Proceedings of the Proceedings of the 4th International Conference on Acid Rock Drainage, Vancouver, Vol. 2, 647-661.

TODD, D.K. (1980). Groundwater hydrology. 2nd Ed. John Wiley & Sons, New York, New York.

TREMBLAY, L. (1995). Étude du transport de l'oxygène dans des matériaux poreux partiellement saturés. Mémoire de Maîtrise en génie minéral, École Polytechnique de Montréal, Montréal.

TROEH, F.R., JABERO, J.D., KIRKHAM, D. (1982). Gaseous diffusion equations for porous materials. *Geoderma*, 27:239-253.

TROEH, F.R., HOBBS, J.A., DONAHUE, R.L. (1980). Soil and water conservation for productivity and Environmental Protection. Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, NJ. 718pp.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (2006). Direct Push Installation for Devices Soil Gas Sampling and Monitoring. Technical Bulletin No. MK3098. May, 2006.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1996). Soil Gas Sampling. SOP#2042. REV#0.0.

VAN BRAKEL, J., HEERTJES, P.M. (1974): Analysis of diffusion in macroporous media in terms of a porosity, a tortuosity and a constrictivity factor. *Int. J. Heat Mass Transfer*, 17: 1093–1103

van GENUCHTEN, M.TH. (1980). A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Science Society of America Journal*, vol. 44, pp. 892-898

WILLIAMS, D.J., CURREY, N.A., RITCHIE, P.J. (2003). Kidston waste rock dump designer and “store and release” cover system seven years on. *Proceeding of 6th International Conference on Acid Rock Drainage*, Cairns, Australia, 14-17 July 2003: 419-426.

WILLIAMS, G.P., GOLD, L.W. (1977). Les températures du sol. Digest de la Construction au Canada, CBD-180F, 1977-1982, p. 5.

WILSON, G.W., FREDLUND, D.G., BARBOUR, S.L. (1994). Coupled soil-atmosphere modeling for soil evaporation. Canadian Geotechnical Journal. 31 : 151- 161.

WILSON, G.W. (1990). Soil evaporative fluxes for geotechnical engineering problems. Ph D thesis, University of Saskatchewan , Canada.

YANFUL, E.K., SIMMS, P.H., PAYANT, S.C. (1999). Soil covers for controlling acid generation in mine tailings: a laboratory evaluation of the physics and geochemistry. Water, Air, and Soil Pollution, 114: 347-375.

YANFUL, E.K., SIMMS, P.H., ROWE, R.K., STRATFORD, G. (1998). Monitoring an experimental soil waste cover near London, Ontario, Canada. Geotechnical Research Centre, Department of Civil and Environmental Engineering, The University of Western Ontario, London, Ontario, Canada N6A 5B9.

YANFUL, E.K. (1993). Oxygen diffusion through soil covers on sulphidic mine tailings. Journal of Geotechnical. Engineering, ASCE 119(8), 1207–1228.

YANG, H., RAHARDJO, H., LEONG, E.C., FREDLUND, D.G. (2004). Factors affecting drying and wetting soil-water characteristic curves of sandy soils. Canadian Geotechnical Journal, 41, 908-920.

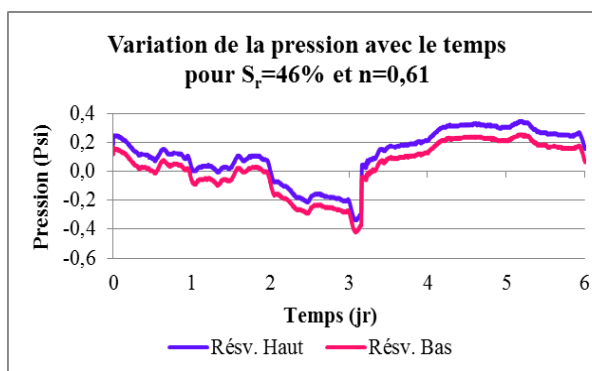
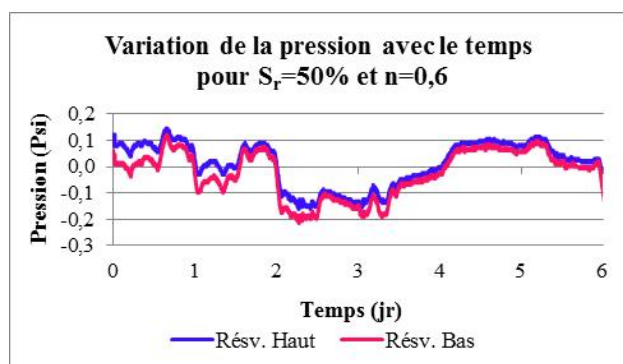
YOUNG (1995). The Rietveld Method. Oxford University Press.

ZHAN, G.S., MAYER, A., MCMULLEN, J., AUBERTIN, M. (2001). Slope effect study on the capillary cover design for a spent leach pad. Proc. 8th Int. Conf. Tailings and Mine Wastes, Colorado State University, Fort Collins, pp. 179-187. Balkema.

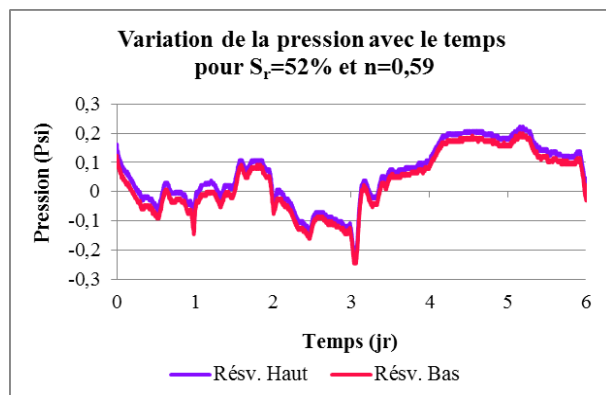
ZIENKIEWICZ, O.C., TAYLOR, R.L. (1991). The Finite Element Method. Fourth Edition, Vol. 1 & 2, McGraw-Hill.

## ANNEXES

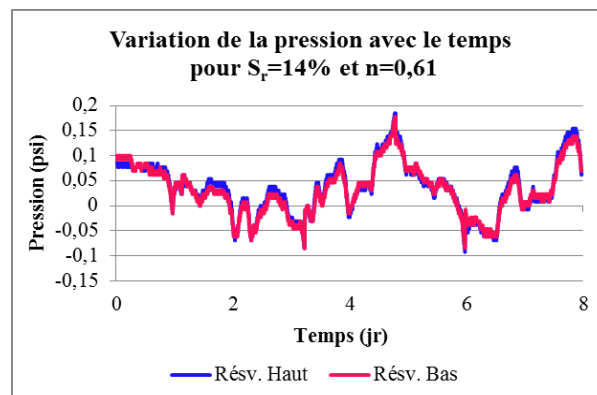
**Annexe 1:** Exemples d'évolution de la pression dans les deux réservoirs source et récepteur lors des essais de DCO sur les résidus MRN et LTA.



Cas de l'essai L6\_2

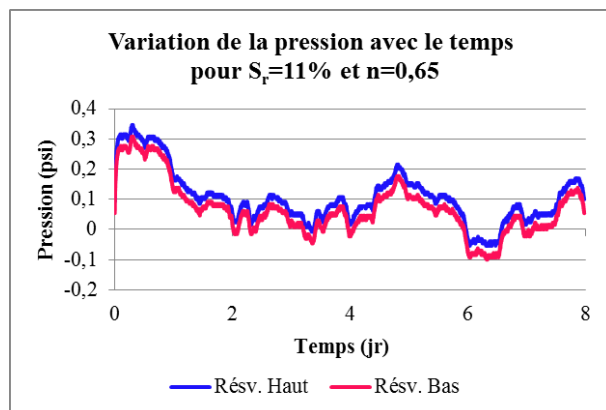


Cas de l'essai L6\_3

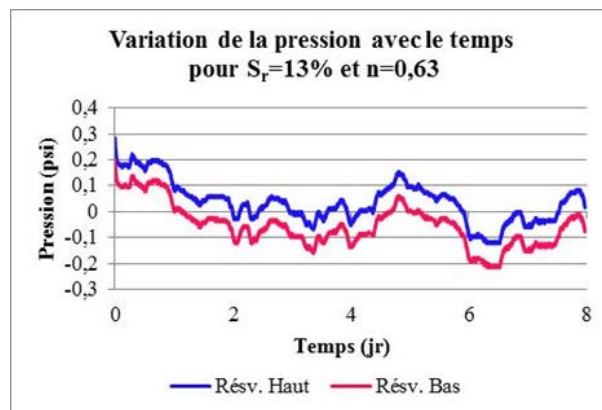


Cas de l'essai L6\_5

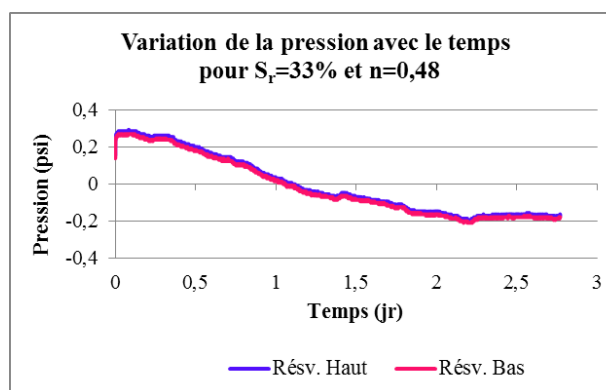
Cas de l'essai L8\_1



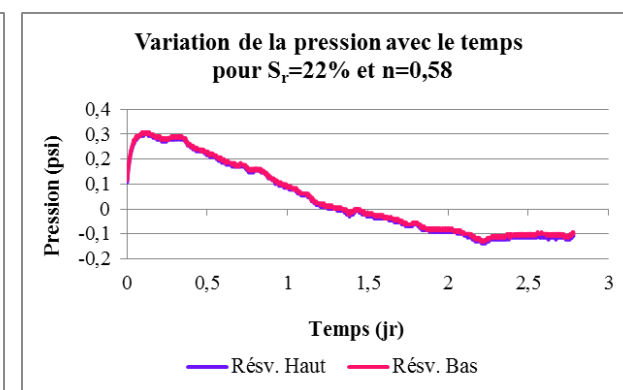
Cas de l'essai L8\_3



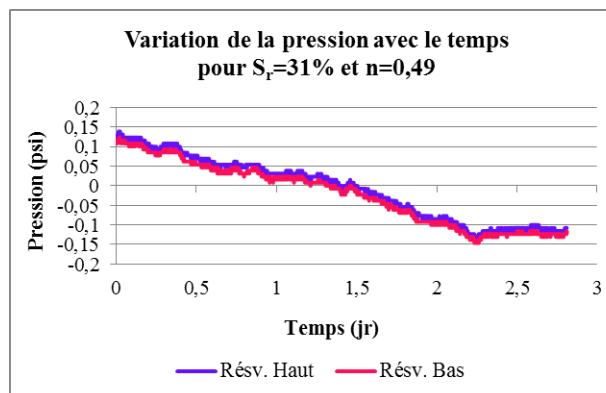
Cas de l'essai L8\_4



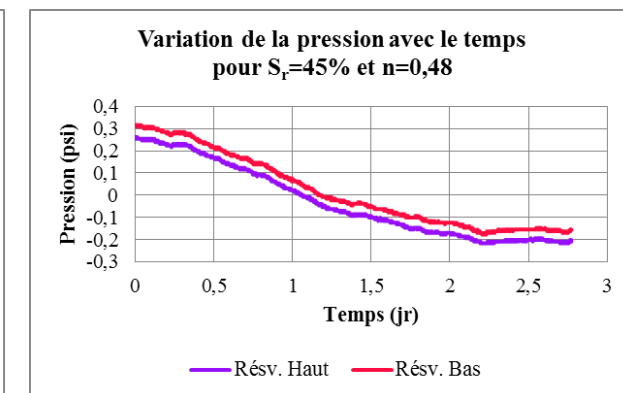
Cas de l'essai M3\_2



Cas de l'essai M3\_3



Cas de l'essai M3\_4



Cas de l'essai M4\_3



**Annexe 2 :** Conditions climatiques utilisées dans les simulations pour la période du: du 1<sup>er</sup> mai 2007 au 30 avril 2008

Jour	Température( °C )		Humidité relative %		Vitesse des vents	Précipitations	Période de précipitation (h)	
	Max	Min	Max	Min	(m/s)	(mm)	Début	Fin
1	6.7	0.4	100	55	5.55	2.2	0	24
2	9.9	-1.7	84	37	5.36	1.5	0	24
3	11.7	-1.2	79	25	4.58	0	0	24
4	14.2	-2.5	74	29	3.89	0	0	24
5	14.6	-2.7	87	24	4.45	0.5	0	24
6	12.5	-1.1	69	25	6.67	0	0	24
7	17.7	-3.4	81	17	2.09	0	0	24
8	22.3	4.4	47	14	5.42	0	0	24
9	25.4	7.9	75	25	4.45	0.5	0	24
10	27.1	4.3	78	17	2.65	0	0	24
11	26.5	5.5	87	34	3.34	0.5	0	24
12	15.7	-2.8	81	37	6.95	0	0	24
13	10	-6	83	22	4.86	0	0	24
14	18.5	-5.6	75	23	3.34	1	0	24

15	20.2	4.8	92	21	5.00	5	0	24
16	13.9	7.5	94	42	3.89	1	0	24
17	13.8	4.1	46	21	5.14	0	0	24
18	17.5	-0.2	57	15	2.78	0	0	24
19	21.2	1.6	80	17	3.34	0	0	24
20	16	0.5	89	43	6.39	2.5	0	24
21	11.7	-0.5	90	33	8.33	1.5	0	24
22	13.5	-1.2	67	21	3.34	0	0	24
23	19.4	-1.6	81	16	3.06	0	0	24
24	29.8	9.5	55	27	5.42	0.5	0	24
25	31.4	17.6	56	25	5.42	0	0	24
26	26.5	9.7	61	23	4.73	0.5	0	24
27	17.2	6.3	78	32	3.89	0	0	24
28	18.3	5.8	91	46	5.14	1	0	24
29	15.5	8.3	88	57	4.16	0	0	24
30	20.5	7.4	83	42	3.61	0.5	0	24
31	16.4	13.6	93	60	1.81	9.5	0	24
32	19.4	13.6	95	88	2.36	19.5	0	24
33	16.6	12.1	93	81	2.78	2.5	0	24
34	23.1	11.4	94	54	1.81	0.5	0	24

35	22.6	10.7	95	69	3.61	9	0	24
36	18.1	2.5	93	87	4.86	22	0	24
37	2.5	0.1	92	83	5.70	12	0	24
38	15.6	0.2	92	30	3.20	3	0	24
39	14.2	3.3	92	66	6.53	2	0	24
40	29.9	10.3	88	35	7.78	9.5	0	24
41	22.4	8.3	89	33	2.36	0	0	24
42	25.8	6.9	85	31	1.53	0	0	24
43	29.9	9.4	91	24	2.36	0.5	0	24
44	31.7	12	86	23	3.89	0.5	0	24
45	33.4	15	80	27	2.64	0	0	24
46	31.3	18.2	100	35	5.42	0	0	24
47	31.1	18.3	100	45	3.20	0.5	0	24
48	30.4	9.4	99	42	3.34	1	0	24
49	20.3	6.1	100	43	2.36	0	0	24
50	19.6	7.1	97	59	5.70	0	0	24
51	26.1	13.9	85	46	5.80	0	0	24
52	15.5	5	97	61	3.34	0	0	24
53	15.6	4.7	100	82	3.89	8.5	0	24
54	15	3.9	94	40	6.12	0	0	24

55	17.6	1.9	81	30	4.17	0	0	24
56	21.6	9.2	85	41	2.09	0	0	24
57	28.5	16.3	94	53	3.61	0	0	24
58	24.4	13	92	67	3.89	1.5	0	24
59	28.9	11.4	100	64	4.17	1.5	0	24
60	17.2	7	88	41	5.28	0	0	24
61	19.1	6.3	90	47	6.38	1	0	24
62	14.4	7	93	53	4.44	0	0	24
63	15.6	7.6	98	60	4.30	0	0	24
64	22.2	8.4	97	40	4.17	0.5	0	24
65	18.5	6.4	98	60	2.08	0	0	24
66	19.5	13.2	99	75	4.30	1.5	0	24
67	22.8	13.5	98	57	3.38	0.5	0	24
68	20	9.7	97	37	3.61	0.5	0	24
69	21.7	8.5	100	49	3.05	6	0	24
70	24.4	11.9	100	50	2.78	1	0	24
71	23.7	8.7	99	58	4.72	1	0	24
72	26	6	100	39	4.44	0.5	0	24
73	21.6	10.2	97	62	4.72	4.5	0	24
74	18.8	8.9	100	60	4.02	0	0	24

75	20.3	9	99	47	2.78	0	0	24
76	19.4	9.7	100	60	3.89	7.5	0	24
77	17.4	10.4	100	83	1.80	10.5	0	24
78	19.6	8.7	100	56	3.61	1.5	0	24
79	24.4	10.7	100	47	3.05	6.5	0	24
80	21.5	12	100	66	2.36	9	0	24
81	21.3	11.7	96	44	4.72	0.5	0	24
82	21.7	8.4	87	43	5.41	0.5	0	24
83	25.3	8.2	95	36	2.36	0.5	0	24
84	28.5	9.2	93	33	3.33	0	0	24
85	28	14.5	88	33	3.47	0	0	24
86	29.1	16.7	82	53	2.36	0	0	24
87	30.5	17.9	92	41	3.47	0	0	24
88	28.5	16.9	91	47	3.47	0	0	24
89	28.2	15.4	96	46	4.72	0	0	24
90	24.5	11	99	42	5.13	0	0	24
91	25.3	7.4	97	38	2.64	0.5	0	24
92	27.8	11.8	87	47	2.36	0	0	24
93	24.4	10.3	94	33	2.78	0	0	24
94	33.2	11.8	85	43	3.33	0.5	0	24

95	29.4	17.4	100	56	3.33	10	0	24
96	25.3	11.3	97	46	4.17	0	0	24
97	21	7.6	91	42	4.16	0	0	24
98	25.5	5.8	95	37	3.05	0.5	0	24
99	25.4	11.1	80	53	4.17	0	0	24
100	24.7	6.3	97	42	3.89	3	0	24
101	19.5	8.8	100	66	4.16	19	0	24
102	23.2	8	100	44	2.36	0	0	24
103	25.3	9.1	99	42	2.78	0.5	0	24
104	27.2	13.8	99	52	2.08	0.5	0	24
105	27.1	11.4	94	50	4.17	6	0	24
106	17.8	10	92	41	5.13	0	0	24
107	14.6	5.5	99	77	3.61	6.5	0	24
108	19.5	8.4	99	45	4.16	0.5	0	24
109	17.6	7.8	100	44	4.44	19	0	24
110	13.6	7	92	67	3.89	3.5	0	24
111	12.9	6.3	93	65	5.28	0	0	24
112	16.5	5.3	99	53	3.05	0	0	24
113	18.6	2.8	99	45	1.53	0	0	24
114	23	3.4	100	40	2.78	0	0	24

115	22.2	9.7	97	54	4.16	9.5	0	24
116	19.7	14.9	100	94	3.05	0.5	0	24
117	23.1	15.9	100	74	3.05	17	0	24
118	17.6	11.9	100	93	3.05	15	0	24
119	19.3	7.2	94	49	2.64	0.5	0	24
120	23.8	6.2	99	46	4.44	0	0	24
121	22.5	12.4	93	62	3.61	0	0	24
122	18.6	6.9	100	79	3.61	4.5	0	24
123	20.6	3.8	100	51	1.53	0.5	0	24
124	17.2	5.9	96	53	3.89	0	0	24
125	18.7	1.8	98	44	1.80	0	0	24
126	26.5	9.5	87	49	5.69	0	0	24
127	18.8	4.8	89	56	5.00	0	0	24
128	16.3	4	96	56	2.64	0	0	24
129	19.9	1.4	99	45	3.61	0.5	0	24
130	28.9	13.9	88	53	5.97	0	0	24
131	27.5	15	94	64	6.94	4.5	0	24
132	15	8.1	95	73	5.42	0	0	24
133	14.2	5.8	97	68	2.91	0	0	24
134	11.3	7.3	98	72	2.91	0	0	24

135	10.6	8.2	100	91	2.36	0.5	0	24
136	10.6	-1	97	71	4.86	0	0	24
137	14.5	-2.3	98	44	3.89	0	0	24
138	16.8	5.7	99	74	5.42	17	0	24
139	10	-0.1	98	53	3.61	0	0	24
140	15.6	0.6	98	42	4.58	0.5	0	24
141	19.5	5.2	97	50	4.44	0	0	24
142	21.5	5.6	95	46	5.97	0	0	24
143	27.1	13.8	82	49	6.11	0.5	0	24
144	18.2	6.5	99	61	2.36	0	0	24
145	23.8	6.5	98	55	4.16	0.5	0	24
146	20.9	10.3	94	49	5.83	2	0	24
147	18.1	4.9	93	40	3.33	0	0	24
148	24.7	4.9	98	47	4.44	0.5	0	24
149	26.2	17.3	94	65	3.61	6.5	0	24
150	18.9	4.8	98	75	4.16	6	0	24
151	16.8	4	99	62	2.08	0	0	24
152	17	4.4	100	54	3.61	1	0	24
153	12.9	2.8	91	44	3.61	1	0	24
154	16.5	5.1	87	70	5.42	0	0	24



155	21.8	11.6	89	61	3.89	0	0	24
156	23.6	13.9	94	47	4.16	0	0	24
157	21.6	7.7	91	48	6.38	0	0	24
158	21.3	5	94	33	3.89	0	0	24
159	20.5	6.2	91	41	3.05	0	0	24
160	8.5	2.3	100	70	3.61	0.5	0	24
161	8.9	2.3	100	61	5.41	5.5	0	24
162	11.1	4.1	100	72	4.17	1	0	24
163	7	3.7	100	88	3.89	1	0	24
164	10.4	5.9	100	89	2.64	0.5	0	24
165	6	1.6	100	72	4.86	3.5	0	24
166	4.8E	-1.6	100	75	2.64	0	0	24
167	4.6	-1.1	100	85	1.80	1	0	24
168	8.1	1.1	100	87	2.64	1	0	24
169	5.4	1.6	100	77	2.92	0	0	24
170	8	-1.7	99	61	2.08	0.5	0	24
171	8.9	-3.2	100	72	2.36	0	0	24
172	13.6	8	100	89	3.89	2.5	0	24
173	18.8	11.4	100	88	6.39	6	0	24
174	12.4	9.1	94	75	5.41	0.5	0	24

175	19.9	6.5	93	53	3.47	0	0	24
176	21.9	7.7	100	53	5.14	0.5	0	24
177	8.4	2.3	100	68	2.91	7	0	24
178	6.1	-0.3	99	82	3.05	0	0	24
179	8	0.3	92	54	2.64	0	0	24
180	14.9	0.2	95	41	3.75	0.5	0	24
181	9.4	-0.1	100	83	3.89	5.5	0	24
182	-0.1	-6.4	95	66	5.42	0.5	0	24
183	5.8	-5.4	99	81	5.28	1	0	24
184	6.8	-3.4	100	64	3.05	0	0	24
185	14	2.1	97	51	7.78	5.5	0	24
186	4.1	-3.8	93	62	5.42	0.4	0	24
187	6.9	-7.3	93	46	5.14	0	0	24
188	7.6	-1.2	100	67	0.28	0	0	24
189	4.8	-0.8	100	59	1.80	5	0	24
190	7.2	-1.6	99	54	4.72	7.6	0	24
191	4.9	-0.5	100	83	3.61	4.9	0	24
192	-1.3	-3.8	96	80	4.16	1.6	0	24
193	-2.3	-7.7	97	72	2.78	1	0	24
194	-0.3	-3.5	98	80	3.19	0.2	0	24

195	1.8	-5.7	96	60	1.80	0	0	24
196	3.8	-7.3	96	67	3.61	0	0	24
197	3.8	0.8	100	75	5.97	4.4	0	24
198	8.8	1.3	94	41	5.41	0	0	24
199	7.7	2.8	99	58	5.69	1.4	0	24
200	4.9	-3.8	99	67	4.86	0.6	0	24
201	-3.4	-5.3	85	72	6.25	1.6	0	24
202	-2.7	-5.6	90	72	5.14	0.4	0	24
203	-1	-11.8	85	53	2.08	0	0	24
204	0.6	-12.4	100	64	6.25	10.6	0	24
205	1	-1.6	100	89	4.44	1	0	24
206	-1.9	-8.7	96	75	5.69	1	0	24
207	-8.7	-11.8	91	77	6.53	1	0	24
208	-8.2	-15	92	68	3.61	5	0	24
209	-1.9	-15.9	97	90	4.86	7	0	24
210	0.9	-3.8	99	90	3.89	1.7	0	24
211	1.6	-8.6	97	90	4.02	2.4	0	24
212	-9	-18.9	93	78	4.30	0.6	0	24
213	-9.8	-24	97	71	5.14	7	0	24
214	-2.9	-13	96	79	5.69	1.8	0	24

215	-8.7	-19.4	98	67	3.89	1.2	0	24
216	-17.2	-25.8	79	53	2.78	5	0	24
217	-12.2	-21.5	91	70	3.61	10.2	0	24
218	-9.6	-12.9	93	88	5.97	9.6	0	24
219	-7.6	-11.7	92	86	5.42	4.6	0	24
220	-12	-16.4	90	70	4.17	0.8	0	24
221	-10.7	-16.5	9	64	3.19	2	0	24
222	-3	-16.6	99	84	4.86	3.6	0	24
223	-3.8	-20.2	92	59	4.16	3.7	0	24
224	-10.8	-24.3	96	68	1.80	3.8	0	24
225	-4.5	-15	98	79	2.36	3.9	0	24
226	-2.2	-10.1	99	90	3.89	3.4	0	24
227	-3.1	-23.3	95	55	3.89	1	0	24
228	-11.1	-21.6	93	75	5.00	1	0	24
229	-7.4	-23.7	95	67	5.41	1.4	0	24
230	-17.4	-30.9	76	68	3.89	0	0	24
231	-13.5	-18.3	90	71	5.41	4	0	24
232	-14.8	-26.4	81	67	3.61	0.6	0	24
233	-12.2	-24.9	85	68	1.25	0.7	0	24
234	-9.7	-16.6	96	83	3.61	3.8	0	24

235	-11.3	-21.3	98	70	1.53	0.2	0	24
236	-5.6	-13.9	98	85	4.30	0.2	0	24
237	0.6	-5.4	100	96	5.69	0.6	0	24
238	3.5	-0.5	100	100	6.11	11.8	0	24
239	-1.9	-10.4	99	81	5.13	1	0	24
240	-2.5	-18.6	99	81	3.33	1.2	0	24
241	-2.4	-8.5	99	94	3.19	1.3	0	24
242	-2.2	-7.9	100	96	2.08	5.9	0	24
243	-3.3	-12.9	100	89	3.47	7	0	24
244	-2.7	-16.2	99	84	4.58	2	0	24
245	-7.4	-23.5	96	71	2.08	0.6	0	24
246	-4	-14.8	98	83	1.80	0.7	0	24
247	3.8	-5.2	99	80	4.58	4.8	0	24
248	-2.3	-10.2	93	76	4.58	0.2	0	24
249	1.4	-3.7	90	77	4.30	0.2	0	24
250	3.9	0.7	89	75	4.86	0.3	0	24
251	5.4	3.1	100	82	3.61	5	0	24
252	3.6	-2.2	100	87	4.16	10.8	0	24
253	-1.6	-7.2	90	70	3.33	10.9	0	24
254	-1.5	-3.3	95	87	3.60	7.1	0	24

255	-2	-15.2	94	76	3.33	0.8	0	24
256	-15.1	-21.9	78	64	4.02	0.2	0	24
257	-1.6	-22.6	94	74	4.99	4	0	24
258	-0.5	-15.4	97	82	4.30	5.6	0	24
259	-15.2	-25.4	83	61	4.44	5.7	0	24
260	-12.4	-23	-84	70	1.80	5.8	0	24
261	-15.7	-23.6	89	68	2.77	2.8	0	24
262	-18.7	-27.5	71	59	3.61	0	0	24
263	-10.3	-32.4	89	63	5.13	0.6	0	24
264	-2.5	-10	91	75	4.30	2.4	0	24
265	-5.4	-16.3	91	77	4.86	1.2	0	24
266	-16.9	-24.2	74	57	3.88	1.2	0	24
267	-10.5	-29.1	82	59	3.47	0.4	0	24
268	-6.3	-11.7	90	82	2.91	0.6	0	24
269	-3.4	-16.6	90	78	4.72	2	0	24
270	-18.3	-26.9	87	57	4.02	2	0	24
271	-21.5	-29.7	69	60	2.91	0.8	0	24
272	-19.5	-27.7	71	51	2.77	0.8	0	24
273	-14.1	-26.1	84	50	2.36	1.2	0	24
274	-18	-25.5	81	57	2.08	0	0	24

275	-19.9	-29.1	70	55	2.36	0	0	24
276	-16.6	-31.8	69	45	1.80	0.2	0	24
277	-17.1	-23.3	79	54	2.63	1	0	24
278	-5.8	-22.2	87	60	3.61	3	0	24
279	-4.9	-9.5	91	78	4.30	0.6	0	24
280	-8.5	-20.7	88	35	4.30	0	0	24
281	-22.4	-30.1	67	42	2.91	0	0	24
282	-18.7	-29.7	62	48	5.27	0	0	24
283	-16.2	-24.2	61	39	3.74	0	0	24
284	-16.9	-24.7	75	48	3.33	1	0	24
285	-15	-20.5	70	57	3.19	1.3	0	24
286	-13.5	-20.6	71	62	5.41	0.8	0	24
287	-15.4	-21.3	75	45	3.88	0.8	0	24
288	-7	-22.2	84	50	4.16	1.2	0	24
289	-18.7	-27.9	74	45	4.30	0	0	24
290	-20.4	-33.5	68	48	2.77	0	0	24
291	-16.7	-25.2	69	55	4.16	0.2	0	24
292	-17.3	-25.6	65	56	4.44	3	0	24
293	-7.5	-16.8	73	34	5.97	0.5	0	24
294	-7.6	-18.5	90	67	3.47	1.1	0	24

295	-14.9	-28.2	84	46	4.44	1.2	0	24
296	-15.2	-34.4	77	46	4.44	4	0	24
297	-8	-15.6	90	66	4.44	1	0	24
298	-9.2	-23.5	86	67	2.36	2.4	0	24
299	-8.7	-16	89	61	5.41	3.8	0	24
300	-14.8	-24.1	88	58	5.83	1	0	24
301	-9.2	-22.7	74	34	6.80	0	0	24
302	-7.2	-24.8	74	33	4.16	0	0	24
303	-5.9	-21.2	68	33	4.30	0	0	24
304	-5.2	-20.7	76	37	4.16	0	0	24
305	-6.6	-22.4	77	37	2.91	0	0	24
306	-6.6	-24.5	78	39	3.19	0	0	24
307	-6	-14.5	93	48	4.58	14.2	0	24
308	-1.3	-6.2	94	82	4.44	6.4	0	24
309	-6.9	-13.5	91	67	2.63	2.9	0	24
310	-10.5	-28	91	51	4.58	0.4	0	24
311	-19.1	-32.4	63	36	3.61	0	0	24
312	-14.8	-26.6	68	41	4.86	0.2	0	24
313	-20.4	-31.8	69	38	2.08	0.3	0	24
314	-7.8	-26.5	84	50	5.13	1.4	0	24



315	0.1	-7.4	97	64	5.13	5.2	0	24
316	1.3	-14	88	52	4.30	2.1	0	24
317	-0.5	-3.6	91	70	1.80	2.2	0	24
318	8.6	-3.8	95	67	5.97	2.2	0	24
319	6.2	-3.8	91	40	5.97	0	0	24
320	-8.3	-20	73	39	5.13	0	0	24
321	-5.4	-24	71	24	2.63	0	0	24
322	-5.3	-15.6	74	33	5.41	0	0	24
323	-6.1	-18.6	73	34	6.10	0	0	24
324	-1.1	-20.6	93	58	5.13	5	0	24
325	-12.9	-23.8	82	41	5.13	0	0	24
326	2	-21.4	91	36	4.86	0.6	0	24
327	7.6	-1.6	100	64	6.10	2.6	0	24
328	0.1	-7.5	80	51	5.41	2.7	0	24
329	1.7	-6.1	96	67	2.77	3.6	0	24
330	7.8	0	97	61	4.44	12	0	24
331	5.7	1.6	100	91	6.80	8.2	0	24
332	5.9	-4.4	99	59	4.44	0.3	0	24
333	1.8	-10.6	79	30	3.88	0	0	24
334	7.5	-9.8	67	21	4.72	1.2	0	24

335	4.9	-5.7	94	24	4.16	0	0	24
336	8.6	-11	77	21	2.91	0	0	24
337	8.6	-4.7	88	24	4.16	2.2	0	24
338	6.4	2	97	84	4.44	8.6	0	24
339	2.3	-0.5	94	77	3.61	8.7	0	24
340	2.4	0.3	96	91	4.16	12.6	0	24
341	0.4	-10.5	94	81	4.86	10.1	0	24
342	-9.4	-12.9	85	70	4.17	2.4	0	24
343	-3.5	-14.7	100	66	2.77	1.5	0	24
344	-3.6	-8.5	94	71	3.89	2.2	0	24
345	-2.1	-9.1	86	66	4.30	0.6	0	24
346	-2.2	-11.3	89	53	4.03	0.7	0	24
347	0.9	-9.9	78	34	2.64	0	0	24
348	0.3	-2.7	94	55	3.05	6	0	24
349	2.7	-0.8	96	75	3.05	1.8	0	24
350	1.1	-1.8	96	84	3.19	0.4	0	24
351	3.4	-1.3	96	84	3.33	2.5	0	24
352	5.4	0.3	94	60	4.44	5.6	0	24
353	8.3	0.9	92	64	4.72	0	0	24
354	13.9	2.2	72	36	4.44	0	0	24

355	17.3	-0.4	73	20	4.30	0	0	24
356	17.7	-0.5	66	17	3.47	0	0	24
357	20.3	-1.5	79	20	2.08	0	0	24
358	23.3	9.4	50	29	4.86	0	0	24
359	19	-0.6	100	43	6.66	13.3	0	24
360	7.3	-2.7	99	30	4.72	0	0	24
361	9	-4.8	86	21	3.61	0	0	24
362	14.7	-3	61	19	2.36	5	0	24
363	8.3	5.1	95	47	2.08	11.2	0	24
364	17.5	3.1	96	34	3.61	0	0	24
365	18	5.4	92	36	4.16	4.1	0	24

---